

UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA
FACULTAD DE FARMACIA
Departamento de Edafología y Química Agrícola



CONSEJO SUPERIOR DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS
IIAG
Departamento de Bioquímica del Suelo



PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE SUELOS DE PRADO DE GALICIA

JORGE PAZ FERREIRO
Santiago de Compostela, octubre 2006

D. **FERNANDO GIL SOTRES**, Catedrático de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela; D^a. **M. del CARMEN LEIRÓS DE LA PEÑA**, Profesora Titular de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela, y D^a. **CARMEN TRASAR CEPEDA**, Científica Titular del Consejo Superior de Investigaciones Científicas

CERTIFICAN:

Que la presente Memoria titulada “**Propiedades bioquímicas de suelos de prado de Galicia**” que para optar al grado de Doctor en Química presenta el licenciado **JORGE PAZ FERREIRO**, ha sido realizada en el Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela y en el Departamento de Bioquímica del Suelo del Instituto de Investigaciones Agrobiológicas de Galicia, bajo nuestra dirección y supervisión.

Considerando que constituye trabajo de ***Tesis Doctoral***, autorizamos su presentación en el Departamento de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Santiago de Compostela.

Y para que así conste, expedimos el presente certificado en Santiago de Compostela, a 2 de Octubre de 2006.

Fdo.

Fernando Gil Sotres

Fdo.

M. Carmen Leirós de la Peña

Fdo.

Carmen Trasar Cepeda

AGRADECIMIENTOS

La realización de este trabajo hubiese sido imposible sin la colaboración de un gran número de personas.

En primer lugar quisiera agradecerse a los directores del mismo: Dr. Fernando Gil Sotres, Dra. María del Carmen Leirós de la Peña y Dra. Carmen Trasar Cepeda por haber puesto todo su empeño y dedicación en la realización de este trabajo. A los 3 por motivarme a trabajar duro.

A los compañeros del departamento de edafología, por sus ratos de ayuda, apoyo, cariño y sobre todo por su amistad. La cantidad de gente que ha pasado por el laboratorio haría la lista interminable, pero quiero agradecerse sobre todo a las personas con las que más tiempo he coincidido: Carol, Eva, Fátima, Javi, Laura, Luz, Mitas, Montse, Noelia, Rosa, Rous, Patri, Remi, Sara, Tamara y Yoli. Muchas gracias a Montse y a Sara por ayudarme con las últimas galeradas, haciendo horas extra.

A mi familia, que siempre han estado dándome ánimos y apoyándome.

A mis amigos, no hace falta citarlos, ellos saben quienes son, por motivarme a trabajar menos y a pasar más tiempo “fuera” de la tesis.

A Mar, por ser como es y, sobre todo, por estar siempre ahí en todo momento, fuese bueno o malo.

Al Ministerio de Educación Español, por su apoyo económico mediante una beca de formación de profesorado universitario durante el periodo de realización de esta tesis. Este trabajo ha sido efectuado en el marco del proyecto de investigación titulado: “Diagnóstico de la degradación de suelos agrícolas y forestales utilizando como indicadores las propiedades bioquímicas” (BTE 2001-0987).

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	3
1.1. SUELOS DE PRADO	3
1.1.1. <i>El uso del suelo para la agricultura en Galicia</i>	5
1.1.2. <i>Clasificación de las superficies herbáceas gallegas</i>	8
1.1.2.1. Praderas de baja intensidad de manejo: composición botánica y manejo	10
1.1.2.2. Praderas de elevada intensidad de manejo: composición botánica y manejo	13
1.1.3. <i>Empleo de fertilizantes en prados gallegos</i>	15
1.2. IMPORTANCIA DEL SUELO Y SU CALIDAD	16
1.2.1. <i>Concepto de calidad del suelo</i>	19
1.2.2. <i>Indicadores de calidad del suelo</i>	21
1.2.3. <i>La materia orgánica como indicador de calidad del suelo</i>	23
1.2.4. <i>Indicadores biológicos y bioquímicos de la calidad del suelo</i>	25
1.2.5. <i>Indicadores bioquímicos de la calidad del suelo</i>	27
1.2.5.1. Biomasa	28
1.2.5.2. Respiración	30
1.2.5.3. Coeficiente metabólico	32
1.2.5.4. Coeficiente microbiano	32
1.2.5.5. Mineralización del nitrógeno	33
1.2.6. <i>Medidas de actividades enzimáticas</i>	35
1.2.6.1. Catalasa	39
1.2.6.2. Deshidrogenasa	40
1.2.6.3. Enzimas del ciclo del carbono	41
CM-celulasa	42
β -glucosidasa	43
Invertasa	44
1.2.6.4. Enzimas del ciclo del nitrógeno	45
Proteasas	47
Proteasa-caseína	48
Proteasa-BAA	48
Ureasa	48
1.2.6.5. Enzimas del ciclo del fósforo	50
Fosfodiesterasas	52
Fosfomonoesterasas	52
1.2.6.6. Enzimas del ciclo del azufre	53
Arilsulfatasa	55
1.2.7. Estudio de las propiedades bioquímicas de suelos gallegos como indicadores de calidad	56
1.3. EFECTO DEL MANEJO SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO	58
1.3.1. <i>Fertilización</i>	58
1.3.1.1. Fertilización orgánica	59
1.3.1.2. Fertilización inorgánica	60
1.3.2. <i>Efecto del corte de prado</i>	61
1.3.3. <i>Efecto del sembrado</i>	61
1.3.4. <i>Efecto del pastoreo</i>	63
1.3.5. <i>Efecto del abandono de los suelos de prado</i>	64
1.3.6. <i>Efecto de la intensidad de manejo</i>	65
1.4. JUSTIFICACIÓN DEL TRABAJO DE TESIS	65
2. MATERIAL Y MÉTODOS	69
2.1. MATERIAL	69
2.1.1. <i>Localización de los suelos y material de partida: caracterización general de las propiedades bioquímicas de los prados gallegos</i>	69
2.1.2. <i>Seguimiento anual de las propiedades bioquímicas en los suelos de prado gallegos</i>	72
2.1.3. <i>Toma de muestra</i>	75
2.2. MÉTODOS	75
2.2.1. <i>Propiedades generales</i>	75
2.2.1.1. pH	75
2.2.1.2. Carbono total	76
2.2.1.3. Nitrógeno total	76

2.2.1.4. Análisis granulométrico.....	77
2.2.1.5. Determinación de hierro y aluminio amorfos	78
2.2.1.6. Fósforo inorgánico asimilable	79
2.2.2. <i>Propiedades bioquímicas</i>	79
2.2.2.1. Carbono asociado a la biomasa microbiana y carbono lábil	79
2.2.2.2. Respiración microbiana del suelo	81
2.2.2.3. Actividad catalasa	82
2.2.2.4. Actividad deshidrogenasa	83
2.2.2.5. Determinación del nitrógeno inorgánico amoniacal	84
2.2.2.6. Determinación del nitrógeno inorgánico total.....	84
2.2.2.7. Mineralización de nitrógeno	84
2.2.2.8. Actividad CM-celulasa	85
2.2.2.9. Actividad β -D-glucosidasa	86
2.2.2.10. Actividad invertasa	87
2.2.2.11. Actividad proteasa-caseína	87
2.2.2.12. Actividad proteasa-BAA	88
2.2.2.13. Actividad ureasa	88
2.2.2.14. Actividad fosfodiesterasa	89
2.2.2.15. Actividad fosfomonoesterasa	89
2.2.2.16. Actividad arilsulfatasa	90
3. RESULTADOS.....	93
3.1. PRADOS DE BAJA INTENSIDAD DE MANEJO.....	93
3.1.1. <i>Propiedades generales</i>	93
3.1.1.1. pH.....	94
3.1.1.2. Carbono total	95
3.1.1.3. Nitrógeno total.....	96
3.1.1.4. Relación C/N	97
3.1.1.5. Fósforo inorgánico asimilable	97
3.1.1.6. Óxidos de aluminio.....	99
3.1.1.7. Óxidos de hierro	100
3.1.1.8. Análisis granulométrico y textura	101
3.1.3.1. Carbono lábil	104
3.1.3.2. Carbono asociado a la biomasa microbiana	105
3.1.3.3. Respiración basal.....	106
3.1.3.4. Constantes cinéticas de la respiración.....	107
3.1.3.5. qCO_2	109
3.1.3.6. Actividad catalasa.....	110
3.1.3.7. Actividad deshidrogenasa.....	111
3.1.3.8. Mineralización de nitrógeno	112
3.1.4. <i>Parámetros bioquímicos específicos</i>	116
3.1.4.1. Actividad celulasa.....	116
3.1.4.2. Actividad β -glucosidasa	117
3.1.4.3. Actividad invertasa	118
3.1.4.4. Actividad proteasa-caseína	119
3.1.4.5. Actividad proteasa-BAA	120
3.1.4.6. Actividad ureasa	121
3.1.4.7. Actividad fosfodiesterasa.....	122
3.1.4.8. Actividad fosfomonoesterasa.....	123
3.1.4.9. Actividad arilsulfatasa	124
3.2. PRADOS DE ELEVADA INTENSIDAD DE MANEJO.....	124
3.2.1. <i>Propiedades químicas</i>	124
3.2.1.1. pH.....	125
3.2.1.2. Carbono total	127
3.2.1.3. Nitrógeno total.....	127
3.2.1.4. Relación C/N	128
3.2.1.5. Fósforo asimilable	129
3.2.1.6. Óxidos de aluminio.....	130
3.2.1.7. Óxidos de hierro	131
3.2.1.8. Análisis granulométrico y textura	132
3.2.3. <i>Parámetros bioquímicos generales</i>	134
3.2.3.1. Carbono lábil	135
3.2.3.2. Carbono asociado a la biomasa microbiana	136
3.2.3.3. Respiración basal.....	137
3.2.3.4. Constantes cinéticas de la respiración.....	138
3.2.3.5. qCO_2	140

3.2.3.6. Actividad catalasa	141
3.2.3.7. Actividad deshidrogenasa	142
3.2.3.8. Mineralización de nitrógeno.....	143
3.2.4. <i>Parámetros bioquímicos específicos</i>	147
3.2.4.1. Actividad celulasa	148
3.2.4.2. Actividad β -glucosidasa	149
3.2.4.3. Actividad invertasa.....	149
3.2.4.4. Actividad proteasa-caseína.....	150
3.2.4.5. Actividad proteasa-BAA	151
3.2.4.6. Actividad ureasa.....	152
3.2.4.7. Actividad fosfodiesterasa	153
3.2.4.8. Actividad fosfomonoesterasa	154
3.2.4.9. Actividad arilsulfatasa.....	155
3.3. VALORES RELATIVOS AL CARBONO Y A LA BIOMASA MICROBIANA	156
3.3.1. <i>Carbono lábil/carbono</i>	157
3.3.3. <i>Respiración basal/carbono total</i>	158
3.3.4. <i>Actividad catalasa/carbono total</i>	159
3.3.5. <i>Actividad deshidrogenasa/carbono total</i>	160
3.3.6. <i>Mineralización de nitrógeno/carbono total</i>	160
3.3.7. <i>Actividad celulasa/carbono total</i>	161
3.3.8 <i>Actividad β-glucosidasa/carbono total</i>	162
3.3.9. <i>Actividad invertasa/carbono total</i>	162
3.3.10. <i>Actividad proteasa-caseína/carbono total</i>	163
3.3.11. <i>Actividad proteasa-BAA/carbono total</i>	163
3.3.12. <i>Actividad ureasa/carbono total</i>	164
3.3.13. <i>Actividad fosfodiesterasa/carbono total</i>	165
3.3.14. <i>Actividad fosfomonoesterasa/carbono total</i>	165
3.3.15. <i>Actividad arilsulfatasa/carbono total</i>	166
3.3.16. <i>Carbono lábil/carbono asociado a la biomasa</i>	167
3.3.17. <i>Actividad catalasa/carbono asociado a la biomasa</i>	167
3.3.18. <i>Actividad deshidrogenasa/carbono asociado a la biomasa</i>	168
3.3.19. <i>Mineralización de nitrógeno/carbono asociado a la biomasa</i>	168
3.3.20. <i>Actividad celulasa/carbono asociado a la biomasa</i>	169
3.3.21. <i>Actividad β-glucosidasa/carbono asociado a la biomasa</i>	169
3.3.22. <i>Actividad invertasa/carbono asociado a la biomasa</i>	170
3.3.23. <i>Actividad proteasa-caseína/carbono asociado a la biomasa</i>	171
3.3.24. <i>Actividad proteasa-BAA/carbono asociado a la biomasa</i>	171
3.3.25. <i>Actividad ureasa/carbono asociado a la biomasa</i>	172
3.3.26. <i>Actividad fosfodiesterasa/carbono asociado a la biomasa</i>	173
3.3.27. <i>Actividad fosfomonoesterasa/carbono asociado a la biomasa</i>	173
3.3.28. <i>Actividad arilsulfatasa/carbono asociado a la biomasa</i>	174
3.4. ESTUDIO DE LA DINÁMICA ESTACIONAL DE LOS PRADOS GALLEGOS	175
3.4.1. <i>Carbono lábil</i>	176
3.4.2. <i>Carbono asociado a la biomasa microbiana</i>	178
3.4.3. <i>Respiración basal</i>	180
3.4.4. <i>qCO_2</i>	182
3.4.5. <i>Actividad catalasa</i>	184
3.4.6. <i>Actividad deshidrogenasa</i>	186
3.4.7. <i>Mineralización de nitrógeno</i>	188
3.4.8. <i>Actividad celulasa</i>	190
3.4.9. <i>Actividad β-glucosidasa</i>	192
3.4.10. <i>Actividad invertasa</i>	194
3.4.11. <i>Actividad proteasa-caseína</i>	196
3.4.12. <i>Actividad proteasa-BAA</i>	198
3.4.13. <i>Actividad ureasa</i>	200
3.4.14. <i>Actividad fosfodiesterasa</i>	202
3.4.15. <i>Actividad fosfomonoesterasa</i>	204
3.4.16. <i>Actividad arilsulfatasa</i>	206
4. DISCUSIÓN	211

4.1. INFLUENCIA DEL MANEJO SOBRE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS DE PRADO GALLEGOS.....	211
4.1.1. <i>Propiedades generales</i>	211
4.1.2. <i>Parámetros bioquímicos generales</i>	217
4.1.3. <i>Parámetros bioquímicos específicos</i>	225
4.1.4. <i>Parámetros bioquímicos generales/carbono</i>	227
4.1.5. <i>Parámetros bioquímicos específicos/carbono</i>	232
4.1.6. <i>Parámetros bioquímicos generales/C-biomasa</i>	233
4.1.7. <i>Parámetros bioquímicos específicos/C-biomasa</i>	235
4.2. RELACIONES ENTRE PROPIEDADES GENERALES Y PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN SUELOS DE PRADO GALLEGOS.....	237
4.3. RELACIONES ENTRE PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN LOS SUELOS GALLEGOS DE PRADO	244
4.4. RELACIONES ENTRE PROPIEDADES GENERALES Y BIOQUÍMICAS: ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES	249
4.5. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS SUELOS DE PRADO.....	255
4.6. EFECTO DEL CLIMA EN LAS PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE LOS SUELOS DE PRADO	259
4.6.1. <i>Estudio de las correlaciones entre propiedades bioquímicas y variables climáticas en suelos de prado gallegos</i>	260
4.6.2. <i>Relaciones entre propiedades bioquímicas y variables climáticas en suelos de prado gallegos. Estudio fitoclimático</i>	266
4.7. ESTUDIO DE LA VARIACIÓN ESTACIONAL DE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS DE PRADO GALLEGOS	275
4.7.1. <i>Propiedades generales</i>	275
4.7.2. <i>Propiedades bioquímicas</i>	277
4.7.3. <i>Propiedades bioquímicas por unidad de carbono</i>	279
4.7.4. <i>Propiedades bioquímicas por unidad de carbono asociado a la biomasa microbiana</i>	280
4.7.5. <i>Variación estacional de las propiedades bioquímicas</i>	282
4.7.6. <i>Efecto del manejo sobre las propiedades bioquímicas de los suelos de prado a corto plazo: Primera aproximación</i>	292
4.7.7. <i>Influencia del clima en las propiedades bioquímicas de prados gallegos no fertilizados</i>	295
4.7.8. <i>Efecto del manejo sobre las propiedades bioquímicas de los suelos de prado</i>	300
4.7.8.1. <i>Fertilización orgánica</i>	301
4.7.8.2. <i>Fertilización inorgánica</i>	307
4.7.8.3. <i>Fertilización orgánica + inorgánica</i>	309
4.7.8.4. <i>Pastoreo</i>	311
5. CONCLUSIONES.....	317
6. BIBLIOGRAFÍA.....	323
ANEXOS.....	387

INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

1.1. SUELOS DE PRADO

Las superficies herbáceas ocupan alrededor del 25 % de la superficie terrestre (Snaydon, 1981), dando origen a ecosistemas tan diversos como las estepas, sabanas y pampas.

El desarrollo de la agricultura ha estado relacionado estrechamente con los prados, que constituyen la base alimenticia de la ganadería extensiva y, por lo tanto, en la actualidad constituyen la espina dorsal de la industria originada en torno al ganado rumiante. Estas superficies herbáceas dominan gran parte del paisaje en numerosas partes del mundo, pudiéndose encontrar en casi todos los continentes, aunque las características de este tipo de superficies pueden ser muy diferentes de una región a otra; en cualquier caso, las regiones en donde se encuentra predominantemente estos ecosistemas herbáceos de forma natural son las grandes llanuras de Norteamérica, las regiones de la Pampa, los Llanos y el Páramo en Sudamérica, la estepa rusa, la región de Puszta en Hungría, las regiones de Veld y Sahel en África, las grandes llanuras de Asia Central y Mongolia y numerosas áreas en el continente Australiano, así como algunas áreas de Europa occidental (amplias zonas de Reino Unido, Irlanda, Alemania, España, entre otros países), además de las regiones de los Everglades en Florida (Estados Unidos) y el Pantanal en Sudamérica, que son ecosistemas herbáceos inundados estacionalmente (Young et al., 2005).

De entre todos estos biomas, sólo una parte son prados naturales que se han visto, en gran medida, afectados por acción antropogénica, ya que los prados son complejos ecosistemas constantemente modificados por la actividad del hombre y su empleo por parte del ganado (Haynes y Williams, 1993). Los prados naturales se presentan generalmente como ecosistemas clímax en áreas donde el crecimiento de árboles se encuentra restringido debido a condiciones climáticas o edáficas; así, por ejemplo, existen amplias áreas de prados en donde las precipitaciones son inadecuadas para el desarrollo de los bosques, y que se denominan como estepas, praderas y pampas. La productividad de este tipo de praderas es generalmente baja debido a que los factores que limitan la aparición de árboles también impiden el crecimiento de la vegetación.

La mayoría de los prados de elevada productividad existentes en el mundo han sido creados por el hombre, generalmente a partir de bosque natural, eliminando mediante incendios la vegetación de bosque preexistente y sembrando gramíneas y, en algunos casos, leguminosas; en este caso los prados resultantes se componen de mezclas de gramíneas, en lugar de especies de gramíneas clímax. En este tipo de prados se han aplicado grandes cantidades de fertilizantes y es preciso añadir fertilizantes periódicamente para mantener la elevada productividad.

La disponibilidad de nutrientes ejerce un considerable control sobre el crecimiento del prado y, por lo tanto, sobre el número de animales que pueda soportar (Haynes y Williams, 1993). Un incremento en la disponibilidad de nutrientes, obtenido mediante el empleo de fertilización, conduce a un incremento en la productividad del pasto. El abandono de la fertilización lleva a un decrecimiento de la producción del pasto y al crecimiento de otras especies vegetales de modo que la existencia de este tipo de prados depende de factores tales como la intensidad y frecuencia de pastoreo, el quemado, resembrado, aplicaciones de fertilizantes y el uso de herbicidas, sin los cuales gran parte de los prados revertirían a matorral e, incluso, a bosque (Snaydon, 1981).

Los animales tienen un efecto dominante en el movimiento de los nutrientes a través del sistema suelo-planta-animal y, por lo tanto, en la fertilidad de los suelos de pasto. Esto es debido a que los animales emplean sólo una pequeña cantidad de los nutrientes que ingieren y el 60-90 % de los nutrientes ingeridos retornan al pasto en forma de excremento u orina (Haynes y Williams, 1993). La productividad de los suelos de prado y su composición botánica pueden ser rápida y sustancialmente alteradas por los animales de pastoreo, ya que los animales defolian, pastan selectivamente, depositan excremento y orina en los pastos y dispersan las semillas.

Los suelos de prado presentan cantidades mayores de materia orgánica que los suelos de cultivo debido al continuo *input* de raíces de las plantas y al *input* del estiércol de los animales que pastan en él, lo que da lugar a la presencia de un horizonte A superficial oscuro y rico en materia orgánica; además, la mayor parte de ellos poseen una elevada concentración de nitrógeno orgánico (Haynes y Williams, 1993).

1.1.1. El uso del suelo para la agricultura en Galicia

Durante mucho tiempo, y así ha sido hasta mediados del siglo XVIII, casi todo el suelo gallego se ha empleado en la producción de cereales. Los prados representaban tan solo un 3.2 % de las 413 ha de cultivo (datos procedentes de los Reales de Legos Eclesiásticos; Villares, 1982). El incremento de la superficie dedicada a prados se inicia a finales del siglo XVIII y a finales del siglo XIX se triplica, progresando constante y generalizadamente a partir del siglo XX debido al aumento de las explotaciones dedicadas a carne y leche. Estos son los primeros pasos de un largo proceso de transformación de la agricultura gallega: La reconversión del espacio cultivado mediante el retroceso de las tierras de labradío y su sustitución por las de dedicación pratense o pastizal. Esta reconversión ha hecho que Galicia, históricamente, haya sido y sea en la actualidad una de las mayores proveedoras al resto de España y del continente europeo, de productos relacionados con la actividad ganadera, como son carne y leche, de origen bovino mayoritariamente. Esto queda reflejado en la gran superficie destinada a esta actividad, ya sea de forma directa (campos para pastoreo) o indirecta (parcelas con cultivos de forrajes para corte).

Galicia posee una superficie total de 2957842 ha, con una superficie destinada a la agricultura que es más o menos el 11.75 % del total, de las cuales el 65 % son destinadas al cultivo de especies forrajeras. La base forrajera de Galicia la constituyen las praderas naturales y pastizales, a las que hay que sumar las praderas sembradas, en constante incremento, contabilizadas como segundo cultivo con 110000 ha, después del maíz, habiendo superado hace pocos años al tercer gran cultivo que hoy es la patata (MAPA, 1998).

Tabla 1. Distribución de los prados y pastizales en la comunidad autónoma gallega.

	<i>La Coruña</i>	<i>Lugo</i>	<i>Orense</i>	<i>Pontevedra</i>	<i>Galicia</i>
<i>Prados y pastizales (ha)</i>	106014	177256	116029	58112	457411
<i>Superficie Total (ha)</i>	795327	985600	727341	449574	2957842

A la vista de estas cifras (Tabla 1) se puede afirmar que, desde el punto de vista agrario, Galicia es básicamente una región ganadera productora de leche, de manera que

los ingresos por este concepto suponen un 30 % de la producción final agraria gallega (MAPA, 1998).

La cantidad de leche producida en Galicia (Tabla 2) supone un 27 % del total nacional (MAPA, 1998). En los últimos 20 años Galicia duplicó su producción de leche, a pesar de las limitaciones estructurales del sistema agrario gallego como el minifundio (Muslera y Ratera, 1991), ya que las explotaciones agrarias están caracterizadas por su pequeño tamaño (con una media de 5 hectáreas) y se encuentran muy divididas (una media de 15 partes). La orientación de la agricultura gallega hacia la producción animal exigió la transformación de zonas de monte, e incluso de zonas labradas, en praderas de mayor o menor duración, siendo muy importante la labor realizada en este sentido por el Centro de Investigaciones Agrarias de Mabegondo. La potencial transformación de 1 millón de hectáreas de monte bajo a pastizal ha sido impedida debido a la aplicación de cuotas lácteas en el seno de la UE pero, pese a ello, la producción de leche ha sufrido un incremento continuo en los últimos años, de manera que el número de vacas por explotación ha aumentado desde 7.9 en el año 1994 hasta 11.9 en el año 2004 (MAPA, 1998).

Tabla 2. Evolución de la producción lechera en las provincias gallegas (datos de miles de litros por año).

<i>Provincia</i>	<i>Año</i>				
	<i>1994</i>	<i>1996</i>	<i>1998</i>	<i>2000</i>	<i>2002</i>
<i>La Coruña</i>	844506	930950	905556	971779	1031034
<i>Lugo</i>	801096	912193	929614	908849	984661
<i>Orense</i>	65151	51088	50642	39232	30257
<i>Pontevedra</i>	229184	243093	242274	261279	268099
<i>Galicia</i>	1939937	2137324	2128086	2181139	2314051

En cuanto a la distribución geográfica cabe destacar que la mayoría de explotaciones lecheras se encuentran en las provincias de La Coruña y Lugo, en donde hay 45000 explotaciones en las que se produce el 70 % del total de la leche (Xunta, 1989). Estas provincias son también las que presentan un mayor número de vacas por explotación (Tabla 3).

Tabla 3. Distribución geográfica del número de explotaciones ganaderas en Galicia.

Provincia	Explotaciones	Vacas	Vacas por explotación
La Coruña	24851	307140	12.4
Lugo	20897	339416	16.2
Orense	5492	20833	5.6
Pontevedra	12271	77125	6.3
Galicia	63411	754514	11.9

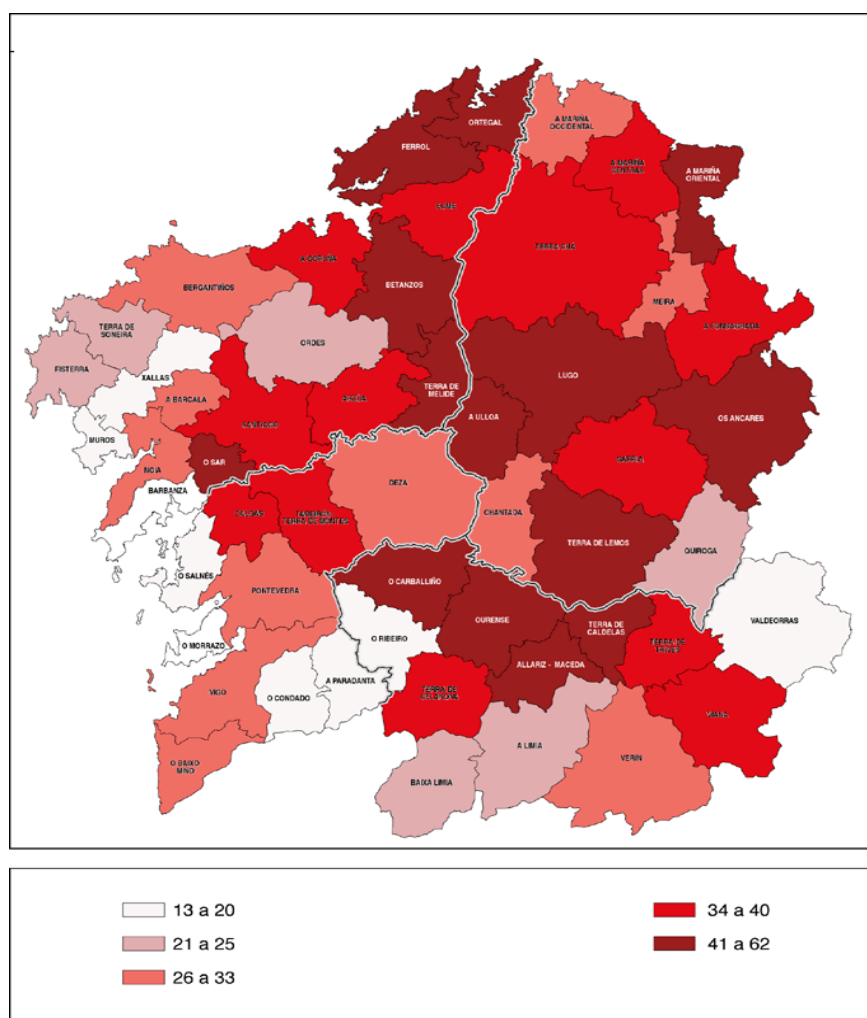


Figura 1. Distribución en porcentaje de los suelos gallegos dedicados a prado con respecto a la SAU en las diferentes comarcas gallegas (MAPA, 1998).

Estas cifras se explican porque es en estas provincias en donde se encuentran la mayor parte de los suelos dedicados a prado, que en el caso de algunas áreas pueden llegar al 62 % de la superficie agraria útil (MAPA, 1998), de manera que el análisis de la distribución territorial del uso del suelo pratense en Galicia muestra que éstas se

concentran fundamentalmente en la provincia de Lugo, en la zona en la que predominan los esquistos como roca madre de la provincia de La Coruña y en la zona norte de las provincias de Pontevedra y Orense. En conjunto, son zonas de condiciones climáticas y edáficas favorables, si bien algunas de estas regiones presentan una acusada sequía estival (Carballeira et al., 1983). Por estos motivos climáticos, una parte significativa de Pontevedra y casi todo Orense no son adecuadas para este uso de suelo (Figura 1).

1.1.2. Clasificación de las superficies herbáceas gallegas

Evidentemente, hablar de uso de suelo pratense en Galicia significa hablar de superficies con distintas características, que se pueden subdividir de diferentes formas según el tipo de clasificación empleada.

Así, Bellot y Casaseca (1956) efectuaron una clasificación ecológico-fisionómica de los prados gallegos, distinguiendo entre prados genuinos (que pertenecen en su totalidad a la clase *Sempervirentiherbosa*) definidas como: “formaciones herbáceas, siempre verdes, sobre suelos húmedos, temporalmente más o menos encharcados” y prados no genuinos que pueden ser de las clases *Altherbosa zoogena*, *Altherbosa*, *Sphagnum*, *Sempervirentiherbosa antropogena*, *Emersiherbosa*, *Emersiherbosa salina*, *Frigorideserta* y *Herbosa*.

Bouhier en su tratado “La Galice” (1979) elabora otra clasificación más simple de las superficies herbáceas gallegas basándose en el manejo y en la flora, describiendo los siguientes tipos de superficies:

- Pastizales: Son prados que nunca se siegan y que sirven exclusivamente de pastos. El césped de los pastizales está atravesado frecuentemente por matas de tojos (*Ulex*), xestas (*Genista*) y, en el caso de la meseta lucense y de las montañas orientales, de piornos (*Cytisus*). El paso entre el tojal y el pastizal verdadero se efectúa progresivamente, a través de estados intermedios denominados por Bouhier tojal-pasto. Este tipo de prados son de importancia primordial, especialmente en las zonas montañosas del norte de Galicia. Se emplean en la nutrición de los animales en determinados momentos del año (final del invierno y comienzos de primavera), cuando aún

no es conveniente hacer entrar a los animales en los prados llenos de agua y al final del verano/principio del otoño, momento en el que las primeras lluvias hacen reverdecer más rápidamente los céspedes pastados que los de los prados de siega.

➤ Prados de secano: Son sometidos anualmente a la siega y no se riegan. De todos modos esta definición no es tan exacta como parece, ya que ciertos prados de secano pueden no ser segados en los años en los que la hierba ha sido pastada durante demasiado tiempo o en los que no ha crecido lo suficiente; en este caso resulta complicado establecer el límite entre prado de secano de mala calidad y pastizal de buena calidad. La misión principal de este tipo de superficie herbácea es la producción de heno y después de la siega se emplean como pastos. En la práctica, cuando las primaveras y veranos resultan lluviosos este tipo de prado funciona como de regadío y cuando son secos se comporta como un prado de secano. Estos prados están constituidos principalmente por gramíneas (agrostis, heno blanco, festucas, dáctilos, brizas), por algunas leguminosas (tréboles, tanto *Trifolium repens* L., como *Trifolium pratense* L., y lotos) y por malas hierbas (rúmex, plantago y ranúnculos). Las aplicaciones de escorias de desfosforación y de superfosfatos practicadas sobre todo a partir de 1920 han mejorado estos céspedes y en los casos en los que han sido aplicados cada dos o tres años los han transformado completamente.

➤ Prados de regadío: Denominados por los campesinos gallegos *herbais* y si son muy húmedos *lameiros*, son los considerados verdaderos prados. La irrigación se produce a partir de fuentes o de ríos y arroyos de curso permanente. En el interior de los prados existe una red de desagües, establecidas siguiendo las curvas de nivel, que distribuyen el agua a toda la extensión. La irrigación de los prados dura en general todo el verano, de modo que el encharcamiento del prado es total en invierno y casi total en verano, lo que favorece la proliferación de plantas hidrófilas como juncos, cola de caballo y ranúnculos. Estas condiciones, combinadas con la fuerte acidez de los suelos gallegos, contribuyen a eliminar el trébol y el loto. La explotación de los “lameiros” es sistemática e intensiva durante todas las estaciones del año, con una media de 4 a 6 cortes anuales.

En su clasificación Bouhier no incluyó las praderas de elevada intensidad de manejo, sin embargo después de la publicación de su tratado (1979) éstas alcanzaron un enorme auge.

Una clasificación más sencilla sería clasificar los prados en función del origen de las praderas, ya que éstas pueden ser naturales, si no se han sembrado, o, por el contrario, sembradas o artificiales, si se establecieron mediante siembra, o bien, seminaturales si se formaron y se mantienen debido a la intervención humana (talas, rozas, siega, pastoreo, riego, fertilización). Este último es el caso de la mayoría de los prados gallegos. Por ello, a efectos de este trabajo se van a clasificar los prados seminaturales gallegos como de baja intensidad de manejo o de alta intensidad de manejo según las condiciones de composición botánica y de manejo que se detallan en los siguientes apartados.

1.1.2.1. Praderas de baja intensidad de manejo: composición botánica y manejo

La climatología de una región va a condicionar la producción (total y estacional) y la estabilidad de sus praderas. Tres son las variables climáticas principales: Pluviometría, luz y temperatura (Pollock, 1990). En función de estas variables (a pesar de las posibles diferencias interanuales) se aconseja un determinado tipo de manejo. Por ejemplo, existen zonas en el mundo en donde es posible obtener pasto durante todo el año; esto no ocurre en Galicia, en donde hay una sequía veraniega de 3 a 5 meses (Piñeiro y González, 2002) que afecta a la producción de pastos, especialmente en los meses de julio y agosto.

En Galicia el ensilado del prado se efectúa en primavera (o a principios de verano, en función del clima de la zona), que es la época de mayor producción del pasto; en esta estación, además de cubrirse las necesidades del rebaño, se conserva el exceso de forraje como silo o heno, que se empleará en verano e invierno.

Según Bouhier (1979) se pueden distinguir tres fases a lo largo del año dentro del manejo de los prados de regadío:

- a) Después del invierno el prado reverdece muy deprisa y puede dar uno o dos cortes. En el caso de que esta hierba no sea necesaria, debido a la existencia de forraje suficiente, el prado de regadío es utilizado después de que se haya secado el suelo. De todos modos esta fase de explotación es corta, sin durar más de 4-5 semanas.
- b) A partir de mediados o finales de marzo se deja descansar el prado regándolo repetidamente. Esta segunda fase es la del crecimiento de la hierba con vistas a la siega del heno, que no empieza hasta que las gramíneas hayan alcanzado su madurez. Tres o cuatro semanas antes se cesa la irrigación, para que los trabajos de siega pueden ser efectuados sobre un suelo bien acondicionado. La hierba cortada se voltea sobre el prado, numerosas veces, con varios días de intervalo.
- c) Una vez extraído el heno, vuelve a empezar la irrigación, pero el césped se reconstituye muy lentamente, y, en caso de sequía, hay que esperar hasta septiembre para que el prado esté de nuevo verde. Esta segunda crecida de hierba puede ser empleada de dos maneras: De forma inmediata como pasto de ganado, o más bien como pastos renovados que se deben de hacer entre los momentos de riego y que pueden continuar hasta mediados de diciembre, o de una segunda manera que es la recogida de varias capas de hierba, seguidas de un periodo corto de pasto.

En cuanto a los prados de secano, los rendimientos son inferiores a los de los prados de regadío. No dan capas de hierba al final del invierno o principio de la primavera, y una vez recogido el heno sólo sirven para el pastoreo.

La alimentación tradicional en pesebre sólo es posible cuando se tiene un máximo de 4 vacas y rotaciones de cultivo fresco que permiten cortar forraje fresco casi todo el año. La realización de silo de pradera en mayo, época de lluvias, es relativamente reciente, frente a la tradicional recogida de heno de baja calidad que se efectuaba a principios del verano y que ha sido descrita anteriormente. El coste de la mecanización necesaria cuando se tiene que alimentar a más de 10 vacas propicia el pastoreo, al menos en los pastos más próximos a la sala de ordeño.

Este tipo de manejo, en donde el ganado pasta año tras año y donde, en muchas zonas, se producen uno o dos cortes de hierba al año, se sigue manteniendo en la actualidad (Fraga et al., 2002). Estos prados tienen muy bajo o nulo nivel de fertilización.

Estas “praderas naturales” suelen ser menos productivas y presentan normalmente una mayor estacionalidad de la producción que las sembradas.

En cuanto a la composición botánica de los suelos de prado de baja intensidad de manejo, cabe destacar que se han inventariado un total de 184 especies botánicas en suelos de prado gallegos, de las cuales 40 pueden ser consideradas como las más importantes a nivel global y 55 como localmente importantes (Fraga et al., 2000). La presencia de una u otra especie depende en muchos casos de factores como la altitud, morfología del terreno circundante, clima y manejo (Fraga et al., 2000).

Los prados naturales gallegos están constituidos principalmente por las siguientes especies (Viéitez y Viéitez, 1955; Moreno, 1983): *Achilea millefolium* L., *Agrostis capillaris* L., *Agrostis castellana* Bois et Reut, *Agrostis stolonifera* L., *Alopecurus pratensis* L., *Anthoxantum odoratum* L., *Bellis annua* L., *Bellis perennis* L., *Bromus mollis* L., *Cardamine pratensis* L., *Cirsium palustre* L., *Cyperus longus* L., *Holcus lanatus* L., *Juncus conglomeratus* L., *Juncus effusus* L., *Lolium perenne* L., *Lotus uliginosus* Schkhur., *Mentha rotundifolia* L., *Oenanthe crocata* L., *Phleum pratense* L., *Plantago lanceolata* L., *Poa Pratensis* L., *Prunella vulgaris* L., *Ranunculus repens* L., *Rumex acetosa* L., *Rumex obtusifolius* L., *Sonchus oleraceus* L., *Thrinicia hirta* Roth., *Trifolium pratense* L. y *Trifolium repens* L. Este tipo de prados son escasamente productivos, debido sobre todo a su composición botánica (presencia de especies del tipo agrostis y poas que presentan baja producción de materia seca) y a que presentan un contenido casi nulo en leguminosas, pero también existen factores edáficos que explican la escasa productividad, ya que están situadas sobre suelos ácidos escasamente corregidos o fertilizados. De todas formas, es posible mejorar la producción de estos prados a través del encalado, fertilización y empleo de cargas ganaderas adecuadas.

1.1.2.2. Praderas de elevada intensidad de manejo: composición botánica y manejo

Los orígenes de este tipo de manejo hay que buscarlos en el comienzo de la década 1950-1960, cuando surgió con carácter mundial la preocupación por mejorar los recursos para la ganadería.

En España la experiencia en cultivos pratenses se reducía, por aquel entonces, prácticamente a la región galaico-cantábrica y a zonas del pre-Pirineo en Cataluña. Buscando el aumento de la producción forrajera y pastable, así como el control de la erosión, el Ministerio de Agricultura en 1953 importó una amplia gama de especies forrajeras y pratenses que fueron ensayadas en estaciones y granjas experimentales en todo el territorio nacional. Además, al final de esta década se fundó la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos (S.E.E.P.), que celebró su primera reunión científica en 1960 (Muslera y Ratera, 1991). En Galicia, el despegue de las praderas como cultivo de gran interés contó con una base experimental sólida dentro de las actividades realizadas en el Plan Agrícola de Galicia (Yepes, 1961); así, la II Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos fue el foro para conocer el Plan Forrajero para Galicia (Yepes, 1961), que es consecuencia de trabajos experimentales realizados entre los años 1948 y 1960 en diversas localidades de Lugo, Orense y La Coruña, en los que se sometieron a estudio más de 50 especies pratenses diferentes. Estas experiencias, tras las que se recomendaron varias fórmulas de siembra (Yepes y Piñeiro, 1974), fueron la base inicial de la mejora por siembra de praderas que fueron después ensayadas y adoptadas en otras zonas. Hasta entonces prevalecían sistemas de alimentación y manejo del ganado tradicionales (Bouhier, 1979), de manera que los prados naturales más o menos estercolados constituían la base de la alimentación ganadera, sin embargo, también se utilizaban, exclusivamente en zonas muy limitadas, algunas praderas anuales o bianuales de gramíneas y leguminosas para siega, empleando semilla no seleccionada. Progresivamente se fueron introduciendo praderas artificiales de larga o media duración a base de especies perennes y variedades seleccionadas, hasta entonces prácticamente sin utilizar (Piñeiro y Díaz, 2005). Debido a las condiciones climáticas favorables, de humedad especialmente, la implantación de especies pratenses en Galicia se ha realizado sin demasiados problemas. El minifundio y la parcelación excesiva son las dificultades más graves, aparte de la topografía accidentada de algunas zonas (Muslera y Ratera, 1991).

Estos prados son abundantemente fertilizados y tienen un régimen de manejo bien de siega o bien de pastoreo. En este tipo de praderas sembradas, que se caracterizan por ser altamente productivas y fáciles de manejar, la composición botánica se consigue a través de la siembra, que suele llevar gramíneas y leguminosas que se asocian dando lugar a mezclas más o menos complejas. De todos modos, conviene tener presente que la predominancia de las especies sembradas en este tipo de prados se mantiene sólo durante un corto periodo de tiempo (Snaydon, 1987), ya que en poco tiempo un apreciable porcentaje del césped se compone de especies autóctonas invasoras.

Las mezclas de especies recomendadas en el Plan Agrícola de Galicia para sembrar praderas estuvieron vigentes hasta que se hicieron nuevas recomendaciones en los años noventa (Piñeiro, 1994).

Las principales gramíneas empleadas en la siembra de este tipo de praderas (Piñeiro, 1986) son el dactilo (*Dactylis glomerata* L.), raigrás italiano (*Lolium multiflorum* L.) y raigrás inglés (*Lolium perenne* L.), mientras que las principales leguminosas son el trébol violeta (*Trifolium pratense* L.) y el trébol blanco (*Trifolium repens* L.). También se utilizan en menor proporción la gramínea festuca alta (*Festuca arundinacea* Schreber) y la leguminosa alfalfa (*Medicago sativa* L.). La elevada utilización del raigrás italiano (*Lolium multiflorum* Lam.) se debe a que sus altas producciones justifican su empleo en las pequeñas explotaciones del Norte de España. La utilización predominante del raigrás italiano es mediante siega, tanto para la alimentación en verde como para hacer ensilado. El empleo de esta especie tiene ventajas e inconvenientes. El raigrás italiano alcanza un rápido crecimiento tras el afloramiento, lo que hace que esta especie aparente ser particularmente útil para promover la producción temprana de las parcelas por comparación con otras hierbas que se desarrollan más tardíamente; sin embargo, esta capacidad para el crecimiento rápido lo hace muy competitivo cuando se mezcla con otras especies, de modo que éstas últimas se ven incapaces de sustituir al raigrás italiano cuando éste desaparece. En general, en el Norte de España las temperaturas y el período de sequía estival afectan a la producción de materia seca, su distribución a lo largo del año y su persistencia; sin embargo, el desarrollo de poblaciones de raigrás está mostrando una amplia adaptación y tolerancia a esos factores climáticos limitantes (Piñeiro et al., 1994).

1.1.3. Empleo de fertilizantes en prados gallegos

Probablemente el descubrimiento más trascendental en la agricultura haya sido el empleo de fertilizantes para mejorar el rendimiento de las cosechas. En los prados se emplean varios tipos de compuestos para suministrar nutrientes a las hierbas, entre los que destacan purines, compost y lodos. Pese a que la poca cantidad de contenido en nitrógeno y el elevado coste por unidad de nitrógeno suministrado limita la generalización del uso de este tipo de fertilizantes, debe tenerse en cuenta que los fertilizantes orgánicos liberan lentamente nitrógeno, lo que hace que se produzcan menos pérdidas. El abono nitrogenado que tiene una mayor importancia en la agricultura gallega es el purín de vacuno y, aunque su composición puede variar mucho de unas explotaciones a otras (Leirós et al, 1983) o según la época del año (Leirós et al., 1983; Destain y Raimond, 1983), se trata de un abono que presenta las siguientes características: pH ligeramente elevado (7.50), lo que puede hacer que sea considerado un ligero corrector de la acidez (Carballas y Díaz-Fierros, 1990); además, presenta una gran cantidad de nitrógeno inorgánico, con más de un 50 % de nitrógeno inorgánico presente en forma amoniacal (Carballas y Díaz-Fierros, 1990), lo que minimizaría la pérdida de nitrógeno por lavado. El purín también presenta cantidades elevadas de nutrientes como K y Ca, así como de oligoelementos.

El empleo de fertilizantes nitrogenados en prados incrementa la palatabilidad, el contenido proteico y el vigor de las especies herbáceas, a través de aumentos en la altura, área basal por planta y producción de semillas (Blaser 1964; Cook; 1965). En prados sembrados hasta un 50 % de la productividad es debida al empleo de fertilizantes (Garret, 1991). Pero, por otra parte, el crecimiento radicular (en profundidad y en área) que provoca la fertilización incrementa la extracción de la humedad del suelo por parte de las raíces (Black, 1968). La respuesta de una pradera a la fertilización nitrogenada, es pues, el aumento de su producción, de modo proporcional a la cantidad de abono empleado, hasta un límite, que varía según el tipo de cultivo, características del suelo y clima (Ritter, 1988), y que en Galicia se sitúa alrededor de los 200 kg N ha⁻¹ año⁻¹, según algunas experiencias (González, 1992; Mosquera et al., 1992) o de 450 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en opinión de otros autores (Carballas y Díaz-Fierros, 1990). Es interesante destacar que el agricultor medio gallego emplea, por término medio, una cantidad de fertilizante de 82 kg ha⁻¹ de nitrógeno, lo que es una cantidad baja comparada con la utilizada por agricultores de países del norte de Europa (Piñeiro y González, 2002). El

prado medio gallego presenta una carga ganadera media de 3.1 cabezas por hectárea (Piñeiro y Díaz, 2005).

Pese a su importancia para mejorar el rendimiento de las cosechas, el empleo de fertilizantes crea un problema medioambiental que no se genera en los prados naturales; así, en los prados fertilizados se pueden producir pérdidas de nitrógeno por lavado, dando lugar a contaminación de las aguas, especialmente en zonas con pendientes (Parkinson et al., 2000), mientras que los prados permanentes son deficientes en nitrógeno, lo que hace que no se produzcan problemas de pérdidas por lavado (Porter, 1969; Henry y Menely, 1993). La preocupación por la contaminación de acuíferos por nitrógeno llevó a la CEE a publicar el Código de Buenas Prácticas Agrarias, recogido en la directiva 91/676/CEE, que en el caso de España se tradujo en el Real Decreto 261/96 del 16 de febrero sobre protección de aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de las fuentes agrarias. Sin embargo, este problema de lavado y contaminación no se origina sólo a partir de enmiendas nitrogenadas, sino que las enmiendas fosfatadas que se aplican al suelo y que en Galicia se recomiendan en dosis de 50 kg ha⁻¹ año⁻¹ (Mosquera et al., 1992), también pueden tener efectos perjudiciales en la calidad de las aguas (Watson y Foy, 2001).

Si bien hasta hace poco el objetivo fundamental a la hora de elegir un manejo adecuado para el prado era maximizar la producción, mediante el empleo de grandes cantidades de fertilizantes inorgánicos y de nitrógeno y el empleo en la siembra de especies que respondiesen a estos aportes (Bardgett, 2005), en la actualidad existe la necesidad de emplear estrategias de manejo sostenible que promuevan el ciclo de nutrientes y minimicen el empleo de aportes externos. Esta necesidad se debe fundamentalmente a los problemas de pérdidas de nutrientes al agua, de los que se habló anteriormente, aunque también al interés de restaurar la diversidad botánica de las praderas de elevada intensidad de manejo (Bardgett, 2005).

1.2. IMPORTANCIA DEL SUELO Y SU CALIDAD

El papel del suelo en la naturaleza es muy complejo, ya que se considera como un sistema abierto, interfaz entre la hidrosfera, atmósfera, litosfera y biosfera (Figura 2), originado a través de diferentes procesos dinámicos inducidos por la actividad de un conjunto de factores del medio, denominados “*factores de formación*”.

Por lo tanto, la edafosfera, hidrosfera, atmósfera y biosfera son compartimentos medioambientales que se superponen y están íntimamente asociados en el ecosistema, por lo que cualquier alteración que se produzca en el suelo tendrá un profundo impacto no sólo en la salud del suelo, sino también en la salud del ecosistema (Cihacek et al., 1996).

La productividad de un suelo está determinada por sus propiedades y atributos. Evidentemente, las condiciones de la capa superficial del suelo, tienen un rol especial en lo que se refiere al aporte de agua y nutrientes por parte del suelo a los organismos vivos que están en él (esto incluye tanto a los que están por encima o por debajo de la superficie del suelo) y, para el caso especial de los ecosistemas agrarios, los organismos vivos son, básicamente los cultivos.

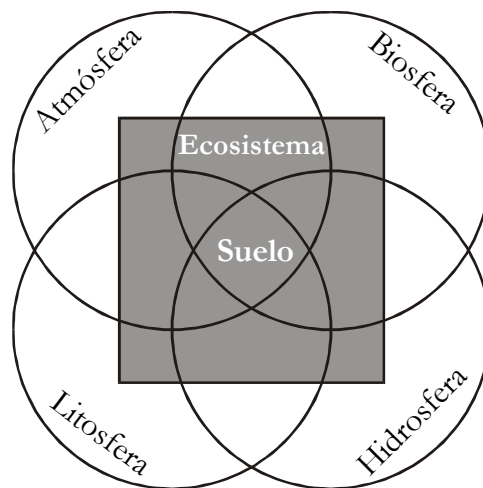


Figura 2. Diagrama esquemático de las interacciones entre la atmósfera, biosfera, litosfera, hidrosfera, ecosistema y el suelo (Szabolcs, 1989).

Las funciones de la edafosfera incluyen (pero no sólo se limitan a ello) lo siguiente (Blum y Santelises, 1994):

- a) Regular muchos procesos bióticos, incluyendo los aportes de agua y nutrientes minerales para construir sobre ella la biomasa que será luego utilizada para iniciar una nueva cadena trófica. Este papel determina la biodiversidad así como también su productividad.

- b) Constituir una interfase entre la biosfera y la geosfera manteniendo, regulando y controlando algunos flujos y *turnover* de sustancias, particularmente en el ciclo de los llamados bio-elementos, los elementos de la nutrición mineral que, a través de una serie de intermediarios, son nuevamente devueltos al suelo.
- c) Regular el intercambio de gases entre la atmósfera y la fase porosa del suelo por absorción de oxígeno, liberación de CO₂ y otros gases tales como metano, H₂, H₂S, NH₃ y óxidos de nitrógeno. La evaporación del agua desde el suelo influye en el contenido de vapor de agua en la atmósfera.
- d) Actuar como redistribuidor de algunos de los flujos del ciclo hidrológico, transformando la precipitación en infiltración, escurrimiento superficial y subsuperficial, y además altera la composición química de las precipitaciones. La capa superficial del suelo es frecuentemente removida por el escurrimiento de agua en los procesos erosivos.
- e) Constituir un manto específico y estratificado de la superficie de la Tierra protegiéndola de impactos destructivos. De esta manera, la edafosfera regula y amortigua procesos destructivos. Dentro de esta función física habría que incluir su utilidad como soporte espacial para realizar estructuras técnicas, industriales y actividades socio-económicas como pueden ser la vivienda o los sistemas de transporte público.
- f) Preservar nuestra herencia cultural, ya que contiene tesoros arqueológicos o paleontológicos de gran importancia para preservar la historia de La Tierra y de la Humanidad.

Se puede afirmar que el suelo es un recurso vivo y dinámico cuya condición es clave para la producción de alimentos y para el buen funcionamiento del ecosistema global (Doran et al., 1996).

El recurso suelo, que es una fina capa cuya existencia representa la diferencia entre la supervivencia y la extinción para la mayoría de las formas de vida sobre La Tierra (Glanz, 1995), se ve actualmente amenazado por el incremento de la población humana (Daily et al., 1998) y por el hecho de que en la actualidad prácticamente toda la tierra cultivable disponible se encuentra en producción. Además, esta última disminuye

año tras año debido a la urbanización y a la degradación del suelo. La inestabilidad social y la degradación medioambiental suponen serias amenazas para los procesos naturales que sustentan la ecosfera y la vida sobre La Tierra (Constanza et al., 1992; Pearce y Warford, 1993; Postel, 1994). Debido a esto, en la actualidad, la degradación del suelo se está convirtiendo en uno de los mayores problemas medioambientales, constituyendo, tal como ha sido puesto de manifiesto durante la 9ª Conferencia de la Organización Internacional de Conservación del Suelo, una amenaza comparable al cambio climático global.

El suelo es uno de los recursos naturales más importantes, ya que debe recordarse que es un recurso no renovable a escala de tiempo humana (Jenny 1980; 1984), puesto que se forma lentamente, con un promedio de 100 a 400 años por centímetro de perfil (Jenny, 1980; Lal, 1994). Esto hace que deba preservarse y, si es posible, mejorar tanto su calidad como su capacidad productiva. Debe tenerse en cuenta que “errores en el manejo del suelo pueden arruinar este frágil recurso y convertirse en una amenaza para la supervivencia humana” (Lal y Pierce, 1991). Los problemas de sostenibilidad a los que nos enfrentamos son el resultado de la aceptación de la humanidad como dominadores del mundo y, por lo tanto, no sujetos a las leyes de la naturaleza (Quinn, 1993).

Los hechos descritos en este apartado han originado un aumento de la preocupación por la *calidad del suelo*, ya que ésta determina la sostenibilidad agrícola (Acton y Gregorich, 1995; Papendick y Parr, 1992), la calidad medioambiental (Pierzinsky et al., 1994) y, como consecuencia de las anteriores, la salud de plantas, animales y humanos (Habern, 1992).

1.2.1. Concepto de calidad del suelo

La calidad del suelo ha sido de gran interés para la humanidad desde el inicio de la civilización y el establecimiento de la agricultura (Olson, 1981), ya que se trata de un hecho bien conocido que muchas culturas antiguas se extinguieron debido a la incapacidad de mantener o promover la calidad de sus recursos (Lowdermilk, 1939). Así, las evidencias arqueológicas han mostrado que la degradación del suelo ha sido responsable de la extinción o colapso de la civilización mesopotámica y la de los mayas (Olson, 1981).

Aunque la calidad del suelo ha supuesto un problema para la humanidad durante los últimos 10000 años (Eckholm, 1976), la humanidad sólo se ha preocupado recientemente de ésta, de manera que la definición y los conceptos básicos sobre ella son un trabajo que aún está en progreso y que evoluciona con el paso del tiempo (Karlen et al., 2001). Esta dificultad de establecer estándares de calidad para el suelo se debe a que la composición de los suelos puede cambiar de un lugar a otro, lo que hace que el concepto de calidad del suelo sea difícil de definir y aún más difícil de cuantificar (Doran y Parkin, 1996). Mientras que en otras matrices como el agua o el aire la calidad es fácil de definir (Warkentin y Fletcher, 1977), basándose en la ausencia de contaminantes, esta situación no se da en el suelo, ya que en éste se presentan un gran número de compuestos, cuya función en algunos casos no está bien comprendida.

La calidad del suelo se define en base a sus funciones y representa una combinación de sus propiedades físicas, químicas y biológicas, de manera que un suelo de calidad debe (Larson y Pierce, 1994):

- a) Proporcionar un medio para el crecimiento de las plantas y para que se desarrolle la actividad biológica.
- b) Regular los flujos de agua que pasen a su través.
- c) Ejercer un efecto tampón en la formación y destrucción de compuestos peligrosos para el medio ambiente.

De acuerdo con esto, existe una fuerte unión entre calidad del suelo y salud humana. Ya que el suelo es el principal suministrador de agua y nutrientes para las plantas, que a su vez proporcionan nutrientes a los animales y a los humanos, el lograr unos suelos de elevada calidad permite asegurar el normal desarrollo de vegetales, animales y humanos.

Recientemente Doran *et al.* (1996) han introducido el término de salud del suelo, que han definido como “*la capacidad continuada del suelo para funcionar como un sistema vivo dentro de los límites del ecosistema y del uso que permita la productividad biológica, que mantenga la calidad del aire y del agua y que promueva la salud humana, animal y de las plantas*”. Tal como podemos apreciar, este concepto sería

equivalente al de calidad; sin embargo, los autores antes citados prefieren el término de salud, dado que lleva implícito la consideración del suelo como un sistema vivo. El reconocimiento del importante papel que desempeña el suelo en el mantenimiento de la calidad ambiental y, en consecuencia, en la salud del suelo y de los animales, ha llevado a las comisiones de investigación de diversos países a hacer hincapié en la necesidad de conservar y mejorar la calidad del suelo como paso fundamental para mejorar el medio ambiente.

Aunque a veces se emplean los términos “salud del suelo” y “calidad del suelo” de forma intercambiable (Harris y Bezdicek, 1994; Doran y Safley, 1997), este último se refiere de un modo más específico a la capacidad del suelo de satisfacer las necesidades humanas, como el crecimiento de un cultivo en particular, mientras que el primero se refiere a los atributos ecológicos del suelo (biodiversidad, estructura de la cadena alimenticia, actividad, etc.), más allá de su calidad o capacidad para producir un cultivo determinado. El término “salud del suelo” refuerza la idea del suelo como un sistema vivo, que contiene gran cantidad de organismos responsables de una gran variedad de funciones como la descomposición y reciclaje de nutrientes a partir de plantas muertas y residuos animales, detoxificación de contaminantes, mantenimiento de la estructura del suelo, etc.

Después de muchos intentos de definir el concepto de calidad o salud del suelo (SSSA, 1987; Power y Myers, 1989; Larson y Pierce, 1991; Parr et al., 1992; Pierce y Larson, 1993), la mayor parte de los científicos aceptan la siguiente definición de Doran et al. (1996), es decir: *“la capacidad continuada del suelo para funcionar como un sistema vivo dentro de los límites del ecosistema y del uso que permita la productividad biológica, que mantenga la calidad del aire y del agua y que promueva la salud humana, animal y de las plantas”*.

1.2.2. Indicadores de calidad del suelo

La calidad del suelo no puede medirse directamente, por lo que su estudio exige el empleo de indicadores que sean sensibles a aquellas alteraciones que puedan suponer un aumento o disminución de la misma (Parr et al., 1992). Se ha propuesto el empleo de un mínimo de parámetros para estimar cambios en la calidad del suelo, y, pese a no

existir un consenso sobre los indicadores más adecuados, se deben elegir parámetros que cumplan los siguientes criterios (Doran y Parkin, 1994):

- a) Abarcar procesos del ecosistema.
- b) Integrar propiedades y procesos físicos, químicos y biológicos.
- c) Ser accesible a muchos usuarios y aplicable en la condiciones de campo.
- d) Ser sensible a variaciones en el manejo y en el clima.
- e) Si es posible, que sean parámetros que existan en bases de datos de suelos.

Las propiedades básicas del suelo que han sido propuestas como indicadores de calidad se pueden observar en la Tabla 4. Este conjunto de propiedades se pueden considerar como los indicadores que constituyen el núcleo de la mayor parte de las series de datos sobre calidad del suelo.

Una vez elegidos los indicadores surge el problema de interpretarlos (Ikerd, 1993), ya que se desconoce, en parte, el funcionamiento del suelo (Elliot et al., 1994); además, al interpretar los indicadores de calidad del suelo debe tenerse en cuenta lo apuntado por Janzen et al. (1992): La relación entre éstos y las funciones del suelo no siempre sigue una función lineal, incrementándose linealmente el indicador con la magnitud.

De acuerdo con Nortcliff (2002), la búsqueda de índices cuantitativos de la calidad del suelo es complicada y, además, no es posible tomar en consideración un único parámetro (Constanza et al., 1992; Rapport, 1989; 1995) debido a la multitud de componentes del sistema que pueden verse afectados por la pérdida de calidad.

Tabla 4. Algunas propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo usadas como indicadores de calidad. Adaptado de Doran y Parkin (1994) y de Larson y Pierce (1994).

PROP. DEL SUELO	MÉTODO	INFORMACIÓN
Propiedades físicas		
Textura	Pipeta Robinson o hidrómetro de cadena.	Retención y transporte de agua, nutrientes y productos químicos. Susceptibilidad a la erosión. Estabilización de materia orgánica y estructura del suelo.
Sistema de enraizado	Excavación o toma de muestras en cilindros.	Disponibilidad de agua y nutrientes. Volumen disponible para el enraizado.
Densidad aparente	Cilindros, sonda de neutrones.	Volumen del espacio poroso, compactación.
Distribución de tamaños de poros	Intrusión de Hg o curva característica de humedad.	Porosidad de almacenamiento, de drenaje y residual. Compartimentos para distintos tipos de organismos.
Infiltración y conductividad hidráulica	Infiltrómetro de tensión, permeámetro, dispositivos de laboratorio.	Escorrentía, drenaje, susceptibilidad al lavado de elementos.
Contenido hídrico	Gravimétrico, sonda de neutrones, TDR.	Agua útil.
Característica de retención hídrica	Placa de Richards, tensiómetro.	Agua y aire disponibles. Transporte de agua y solutos.
Propiedades químicas		
pH	pH-metro.	Acidez y alcalinidad del suelo. Disponibilidad de nutrientes.
Carbono y nitrógeno orgánicos	Oxidación seca o húmeda.	Reserva de materia orgánica, nutrientes y estructura del suelo.
N, P y K disponibles	Extracción con soluciones o ensayos biológicos.	Disponibilidad de nutrientes para cultivos.
Conductividad eléctrica	Conductímetro.	Presencia y cantidad de sales solubles.
Propiedades biológicas		
Nitrógeno potencialmente mineralizable	Incubación en aerobiosis o anaerobiosis.	Disponibilidad potencial de nitrógeno.
Biomasa microbiana	Fumigación seguida de incubación o extracción.	Tamaño de la población microbiana. Materia orgánica y nutrientes que se reciclan con rapidez.
Respiración del suelo	Medidas "in situ" y en laboratorio mediante analizadores de CO ₂ .	Actividad microbiológica. Disponibilidad de reservas de materia orgánica.
Enzimas	Medidas en el laboratorio	Actividad microbiológica.

1.2.3. La materia orgánica como indicador de calidad del suelo

La materia orgánica del suelo es un indicador clave de la calidad del suelo (Swift y Woomer, 1993; Park y Cousins, 1995), debido a su gran influencia sobre las propiedades físicas, químicas y biológicas del mismo, ya que, por ejemplo, es una fuente de energía y nutrientes para los microorganismos del suelo y es una fuente de nutrientes para las plantas vía mineralización de nitrógeno, azufre y carbono, afecta a la estabilidad de los agregados, a la retención de agua y a las propiedades hidráulicas,

además de afectar a otros aspectos cruciales del suelo como la aeración y la fertilidad (Elliot y Coleman, 1988). Desde el punto de vista físico, la materia orgánica mejora la agregación de las partículas del suelo, lo que redundará en una mejor estructura del mismo, que permite el movimiento del agua y del aire a través del suelo, así como un mejor crecimiento radicular. El hecho de que un suelo tenga una buena estructura lo salvaguarda de la erosión. Desde el punto de vista químico, el carbono orgánico del suelo incrementa la capacidad de intercambio catiónico, que es de gran importancia para la retención de nutrientes.

La materia orgánica está constituida por varios *pools* con un tiempo de *turnover* variable. En la Tabla 5 se pueden observar los nombres propuestos por Duxbury et al. (1989) para distintas fracciones de la materia orgánica.

Tabla 5. *Pools* de materia orgánica y nutrientes en suelos de clima templado.

<i>Pool</i>	<i>Tiempo de turnover (años)</i>	<i>Factor que controla su tamaño</i>
<i>Biomasa microbiana</i>	2.5	Disponibilidad de sustrato
<i>Materia orgánica lábil</i>	20	<i>Input</i> de residuos, clima
<i>Materia orgánica químicamente protegida</i>	1000	Mineralogía del suelo, textura
<i>Materia orgánica físicamente protegida</i>	Variable	Destrucción de agregados, tamaño de partículas

Un problema para medir las variaciones de materia orgánica debidas a cambios en el manejo del suelo son los altos niveles de partida que presentan los suelos y la variabilidad espacial de esta propiedad (Haynes y Beare, 1996). Sin embargo, el mayor problema de la materia orgánica es que los contenidos de carbono y nitrógeno totales de los suelos cambian lentamente (Figura 3), en especial si se comparan con cambios en otras propiedades, como la actividad enzimática, y no proporcionan una indicación importante de los cambios a corto plazo que pueden tener lugar en la calidad de la materia orgánica, por lo que comparar las cantidades de carbono orgánico puede no dar una medida adecuada de importantes cambios que estén ocurriendo dentro de la materia orgánica (Wander et al., 1994).

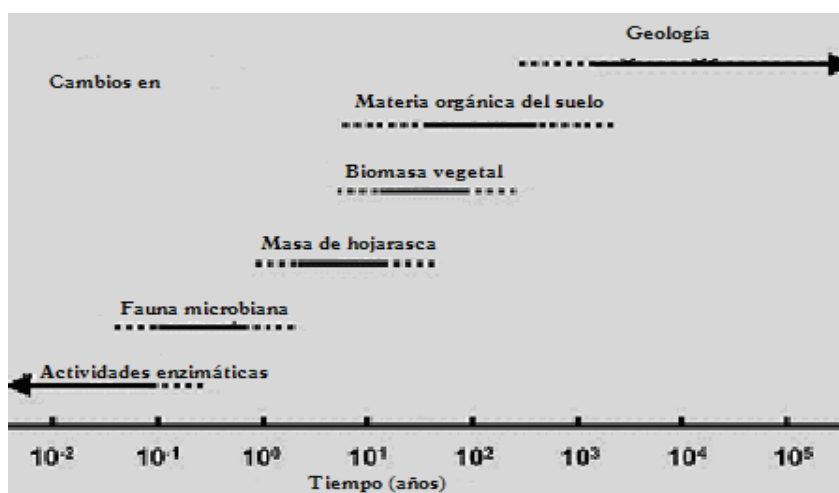


Figura 3. Tiempo de respuesta de diversos parámetros del suelo a cambios en el manejo (Janzen, 2004).

Debido a los inconvenientes que presenta medir la materia orgánica del suelo, se han buscado diversas alternativas. De este modo, la medida de las propiedades biológicas, y, particularmente, de las propiedades bioquímicas en los suelos con objeto de evaluar su calidad ha sido recomendada por numerosos autores (Elliot, 1997; Yakovchenko et al., 1996), ya que ofrece la ventaja de responder mucho más rápidamente a los cambios de manejo que otros parámetros (Gil-Sotres et al., 2005).

1.2.4. Indicadores biológicos y bioquímicos de la calidad del suelo

En el funcionamiento de un suelo como ecosistema están implicadas sus propiedades físicas, químicas y biológicas (Brookes, 1989). En general los parámetros físicos y físico-químicos no son muy útiles para evaluar la calidad del suelo, ya que sólo se alteran cuando éste sufre cambios drásticos (Filip, 2002), aunque, en muchos casos se han empleado para evaluar la calidad del suelo (Arshad y Coen, 1992). Sin embargo, las propiedades biológicas y bioquímicas son muy sensibles a las ligeras alteraciones que el suelo pueda sufrir (Nannipieri et al., 1990; Yakovchenko et al., 1996). Además, el componente biológico del suelo es fundamental en numerosos procesos y funciones que son llevadas a cabo en los suelos (Dick et al., 1996), como pueden ser la descomposición de residuos orgánicos, el ciclo de nutrientes, la síntesis de sustancias húmicas, la agregación, la degradación de xenobióticos y la fijación de nitrógeno por lo que el conocimiento de las comunidades microbianas, bien sea por métodos directos o indirectos adquiere una gran importancia para el estudio de la calidad del suelo. Por ello

los microorganismos del suelo presentan un elevado potencial para emplearse como indicadores de la calidad del suelo. El principal inconveniente de este tipo de medidas es la elevada variabilidad de los sistemas biológicos (Röver y Kaiser, 1999), que puede ser muy superior a la de los atributos físicos y químicos del suelo (Morris, 1999). En general, se piensa que los indicadores de calidad del suelo deben relacionarse con las principales funciones del ecosistema, como pueden ser el ciclo del carbono y del nitrógeno (Visser y Parkinson, 1992).

Los suelos difieren de otros tipos de ecosistemas, como pueden ser los ecosistemas acuáticos, en su inmensa diversidad biológica y complejidad físico-química, en el hecho de que los procesos dominantes sean de tipo heterótrofo y en el tamaño de las poblaciones microbianas. Las funciones ecológicas del suelo dependen de una comunidad dinámica de microorganismos, que desempeña una función fundamental en el ciclo de los elementos y en la estabilización de la estructura del suelo (Oades, 1993).

Los microorganismos descomponen la materia orgánica y transforman los nutrientes minerales. A pesar de que los microorganismos del suelo ocupan menos del 1 % de su volumen, se encuentran en elevado número y son altamente eficaces, estando situados primordialmente en los microporos, aunque también se encuentran colonizando minerales de arcilla.

A pesar de todo aún existen muchas dificultades de tipo práctico en la selección y uso de indicadores biológicos de la calidad del suelo, siendo las principales (Duxbury y Nkambule, 1994):

- a) Ausencia de datos que sirvan como referencia.
- b) Identificación de los bioindicadores más adecuados.
- c) Elevado grado de variabilidad espacial que afecta a las medidas en la mayoría de los sistemas.
- d) Dificultad de interpretar las medidas.

De acuerdo con Visser y Parkinson (1992), las propiedades bioquímicas del suelo pueden estudiarse a tres niveles diferentes: estudios de poblaciones microbianas

(refiriéndose a la dinámica de las especies que son sensibles a perturbaciones específicas, es decir a bioindicadores), estudios de la comunidad biótica (que estiman la diversidad biótica) y, finalmente, estudios del ecosistema, que son aquéllos basados en los procesos implicados en los ciclos de la materia orgánica y de los nutrientes biófilos. Según Visser y Parkinson (1992) el nivel de estudio más interesante para el diagnóstico de la calidad del suelo es el llevado a cabo a nivel del ecosistema, mediante medidas de propiedades implicadas en la materia orgánica.

Otra forma de dividir los métodos de análisis de la comunidad microbiana del suelo es en aquellos a partir de los que se obtienen datos de fenotipo (Zelles, 1996), como son el análisis de lípidos y los ensayos de actividades enzimáticas, y aquellos que proporcionan datos de genotipo (Amann et al., 1996) como es el caso de las técnicas de análisis de ácidos nucleicos (Dick et al., 1996).

Entre los indicadores biológicos más frecuentemente estudiados se encuentran los siguientes (Gregorich et al., 1997; He et al., 2003):

- a) Indicadores bioquímicos y biológicos, entre los que se incluye la biomasa y su actividad (Pankhurst, 1993; Turco et al., 1994) o la relación entre bacterias y hongos (Coleman et al., 1993; Swift y Anderson, 1993; Waldrop et al., 2000) o entre bacterias gram-negativas y gram-positivas, el nitrógeno mineralizable o medidas más indirectas como son las diversas actividades enzimáticas (deshidrogenasas, fosfatasas, enzimas del ciclo del carbono y del nitrógeno, etc.).
- b) Abundancia de fauna en el suelo, especialmente nematodos y gusanos (Meyer et al., 1992; Linden et al., 1994; Blair et al., 1996).
- c) Estructura de la cadena alimentaria y medidas de biodiversidad (Pankhurst y Lynch, 1994).

1.2.5. Indicadores bioquímicos de la calidad del suelo

De acuerdo con Nannipieri et al. (1995) este tipo de propiedades pueden dividirse en dos grupos:

Parámetros bioquímicos generales, que incluye las variables relacionadas directamente con el tamaño y la actividad microbiana (carbono y nitrógeno asociados a la biomasa, respiración del suelo y mineralización de nitrógeno).

Parámetros bioquímicos específicos, que incluye la actividad de enzimas extracelulares implicadas en los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno, azufre y fósforo, y que son, hasta cierto punto, independientes de la dinámica de la población microbiana, debido a su estabilización en los coloides del suelo (Burns, 1982).

1.2.5.1. Biomasa

La biomasa microbiana del suelo se define como el componente microbiano vivo del suelo (Sparling, 1985), pero excluyendo a la macrofauna (animales presentes en el suelo mayores de $5000\ \mu\text{m}^3$) y a las raíces de las plantas (Jenkinson y Ladd, 1981).

La biomasa microbiana del suelo tiene las siguientes funciones:

- a) Es una fuente lábil o un sumidero inmediato para el carbono, nitrógeno, fósforo y azufre (Dalal, 1998), de forma que regula la transformación de la materia orgánica (Gregorich et al., 1994; Turco et al., 1994).
- b) Conduce la transformación de nutrientes (Smith y Paul, 1990).
- c) Es un agente cementante de los agregados del suelo (Ladd et al., 1996; Chan y Heenan, 1999).

La biomasa se encuentra principalmente constituida por bacterias y hongos, aunque también forman parte de ella la microfauna del suelo y algas.

Es una fracción enormemente importante de la materia orgánica del suelo, pese a que representa sólo entre un 1 y un 5 % del total la misma (Jenkinson, 1988; Jenkinson y Ladd 1981; Wardle, 1992). Esta proporción tiende a ser mayor en los suelos arcillosos que en los arenosos (Wardle, 1992), aparentemente debido al proceso protector de las arcillas sobre la biomasa microbiana (van Veen et al., 1995; Mercx et al., 1985).

Presenta un *turnover* mucho más rápido que el resto de la materia orgánica (Jenkinson y Ladd, 1981; Paul, 1984), lo que hace que se haya sugerido el empleo de la biomasa microbiana como indicador de la calidad del suelo, ya que la mayor parte de ella tiene una vida media en torno a un par de años (Duxbury et al., 1989). Además Powlson y Jenkinson (1981), Powlson et al. (1987) y Sparling (1992) han sugerido que las tendencias en la variación del contenido de la biomasa microbiana en los suelos reflejan tendencias a más largo plazo en los contenidos en materia orgánica y, debido a ello, la biomasa microbiana se ha recomendado como indicador del carbono orgánico del suelo (Carter et al., 1999).

Varios estudios han puesto de manifiesto la importante relación existente entre la biomasa microbiana, la velocidad de descomposición de la materia orgánica y la mineralización del nitrógeno (Jenkinson, 1988, Carter et al., 1999).

Se han empleado numerosos métodos para hacer estimaciones de la biomasa microbiana. Estos métodos pueden dividirse en directos, como son la microscopía y las determinaciones de ácidos grasos fosfolípidos (PLFA), e indirectos, como los métodos de fumigación con cloroformo y el método de respiración inducida por sustrato (SIR). A pesar de todos estos métodos no existe un protocolo standard para la medida de la biomasa microbiana. Las limitaciones que poseen estos métodos han sido revisadas en detalle por (Martens, 1995).

Los métodos indirectos son generalmente más baratos, rápidos y fáciles de utilizar que los directos; además los resultados obtenidos mediante los métodos indirectos son muy similares a los obtenidos empleando los directos (Carter et al., 1999), lo que confirma la utilidad de los métodos indirectos para efectuar medidas de la biomasa microbiana.

El método de fumigación con cloroformo es el más común de los métodos indirectos, se considera que este método mide la mayoría de la biomasa microbiana del suelo, aunque algunos microorganismos, por ejemplo las esporas, son insensibles al proceso de fumigación.

La determinación de la biomasa microbiana mediante fumigación con cloroformo abarca dos técnicas diferentes: El método de fumigación-incubación (CFI) y el método de fumigación-extracción (CFE). En ambos casos los vapores del cloroformo matan a los microorganismos del suelo y, consecuentemente, el tamaño de

la biomasa muerta se estima por cuantificación del CO₂ respirado tras un específico periodo de incubación (CFI) o por extracción directa del suelo tras la fumigación, seguida de cuantificación del carbono extraíble. Este último método ha venido sustituyendo al anterior, debido a su rapidez, ya que evita el emplear un periodo de incubación de 10 días. Otro método indirecto empleado comúnmente es el de respiración inducida por sustrato (SIR). Este método tiene en cuenta solamente la fracción metabólicamente activa de la biomasa microbiana (Carter et al., 1999), a partir de medidas del cambio inicial en la velocidad de respiración del suelo como consecuencia de la adición de un sustrato fácilmente degradable (glucosa) (Anderson y Domsch, 1978).

El único inconveniente que presentan los métodos indirectos es que sólo permiten cuantificar la biomasa microbiana, sin entrar en los detalles de su composición (Bailey et al., 2002) de modo que la biomasa microbiana representaría una ambigua “caja negra”, de la que habría poco entendimiento de la estructura de la comunidad microbiana o de los procesos que tienen lugar en dicha comunidad (Dalal, 1998).

Aunque se ha demostrado que el manejo del suelo tiene influencia en la biomasa microbiana (Lovell et al., 1995), también se ha encontrado casos en los que grandes diferencias en el manejo de suelos de prado tenían poco o ningún efecto en el tamaño de la biomasa microbiana (Bristow y Jarvis, 1991).

Una de las ventajas del método de fumigación-extracción es que implica la extracción con K₂SO₄ 0.5 M, por lo que en esta determinación también se obtiene una medida de carbono lábil (Haynes, 2005). La extracción de carbono con agua caliente, o mejor en este caso, con K₂SO₄, simula la solución del suelo, que es el principal recurso para que los microorganismos obtengan nutrientes. Por lo tanto, esta medida de carbono (en adelante se hará referencia a ella como carbono lábil) puede emplearse como medida del carbono actualmente disponible para las microorganismos (West et al., 1992; Tanaka et al., 1998).

1.2.5.2. Respiración

La respiración, que es la oxidación biológica de la materia orgánica a CO₂, ocupa una posición clave dentro del ciclo del carbono en los ecosistemas terrestres. La respiración representa el principal método por el que el carbono fijado en el suelo

retorna a la atmósfera y ha sido estimada en aproximadamente $75 \cdot 10^{13}$ kg C año⁻¹ (Schlesinger y Andrews, 2000). La respiración es una medida del carbono potencialmente mineralizable en el suelo y refleja la actividad global o energía gastada por el *pool* microbiano (Anderson y Domsch, 1990), proporcionando una estimación de la actividad descomponedora de los microorganismos del suelo (Kennedy y Papendick, 1995).

La medida de la respiración es una de las más antiguas, pero aún hoy en día más empleadas, técnicas de cuantificación de las actividades microbianas del suelo (Alef, 1995), aunque algunos autores ponen en duda su utilidad debido a la dificultad de interpretar las medidas (Schipper y Sparling, 2000). La respiración del suelo normalmente se encuentra correlacionada positivamente con el contenido en materia orgánica y con frecuencia con la biomasa microbiana y con la actividad microbiana (Alef, 1995).

La actividad metabólica de los microorganismos del suelo se pueden cuantificar midiendo el CO₂ producido y/o el O₂ consumido (Anderson, 1982), aunque lo habitual es la elección del primer método, ya que la medida de la concentración de CO₂ es más sensible debido a que la concentración atmosférica de CO₂ es de sólo un 0.033 % frente al 20 % del O₂. Además, la cuantificación del CO₂ desprendido por el suelo se puede medir en el laboratorio de forma cómoda, empleando técnicas sencillas y baratas. Generalmente se mide incubando una muestra de suelo a humedad de campo en un habitáculo cerrado que contenga una trampa de álcali. El CO₂ acumulado en la trampa se mide por medio de una titulación con un ácido. Los periodos de incubación generalmente duran entre 10 y 30 días, y el habitáculo se abre periódicamente para permitir el intercambio de gas con la atmósfera y, por lo tanto, mantener las condiciones aeróbicas. La falta de métodos estándares, similarmente a lo que ocurre con otras propiedades bioquímicas, dificulta la comparación entre estudios. La medida de CO₂ también se puede realizar empleando un cromatógrafo de gases, técnicas de medida de conductividad eléctrica o de espectroscopía infrarroja (Alef, 1995).

La respiración se ve muy influida por la temperatura, humedad del suelo, nutrientes disponibles y por la estructura del suelo (Alef, 1995). Para minimizar estas variables se puede efectuar un pre-acondicionamiento del suelo antes de efectuar la medida. Las medidas de la respiración en el campo son menos frecuentes debido a la alta dependencia de las condiciones climáticas, aunque estas medidas han demostrado

ser capaces de discriminar entre diferentes prácticas de manejo en el suelo (Pankhurst et al., 1995).

1.2.5.3. Coeficiente metabólico

El coeficiente metabólico ($q\text{CO}_2$), también denominado respiración específica, se define como la tasa de respiración (medida como CO_2 desprendido) por unidad de biomasa microbiana (Anderson y Domsch, 1990) y, por lo tanto, podría evaluar lo eficazmente que la biomasa microbiana está empleando el carbono disponible para la biosíntesis (Wardle y Ghani, 1995).

El $q\text{CO}_2$ se ha empleado con frecuencia para estudiar la evolución del suelo con el paso del tiempo y se ha encontrado que, generalmente, el coeficiente decrece a medida que el ecosistema madura (Insam y Domsch, 1988; Insam y Haselwandter, 1989; Anderson y Domsch, 1990). Además, este coeficiente se ha empleado en trabajos que estudian el efecto de las condiciones medioambientales, como la temperatura y el pH, sobre el suelo o en otros que estudian el manejo del suelo o la textura y compactación (Anderson, 1994). En general se encuentra que el $q\text{CO}_2$ es más elevado cuanto más alto es el estrés del ecosistema, aunque los datos de $q\text{CO}_2$ deben interpretarse con cautela, ya que un coeficiente más elevado que otro puede indicar un mayor nivel de estrés, un ecosistema inmaduro o un sustrato más fácilmente mineralizable (Sparling, 1997).

Este coeficiente ha demostrado ser sensible a cambios en el manejo y uso del suelo (Islam y Weil, 2000), de manera que un manejo poco intensivo del suelo causa una disminución de este parámetro, lo que indica un menor estrés en la comunidad microbiana (Islam y Weil, 2000; Liebig y Doran, 1999).

1.2.5.4. Coeficiente microbiano

A la relación entre biomasa microbiana (C_{mic}) y carbono orgánico (C_{org}) se la denomina coeficiente microbiano ($C_{\text{mic}}/C_{\text{org}}$). Este cociente proporciona una medida de la dinámica de la materia orgánica del suelo y puede ser empleado como indicador de la pérdida o acumulación neta de carbono (Anderson y Domsch, 1986). El empleo de este

cociente evita los problemas que surgen al comparar tendencias en suelos que poseen diferente contenido en materia orgánica (Sparling, 1997).

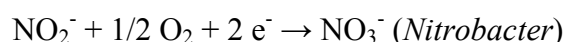
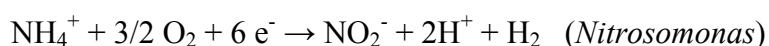
Se ha comprobado su sensibilidad a cambios en el manejo o uso del suelo (Haynes y Tregurtha, 1999; Islam y Weil, 2000), fertilidad o productividad del suelo (Sparling, 1992) y contaminación por metales pesados (Giller et al., 1998).

1.2.5.5. Mineralización del nitrógeno

El ciclo global del nitrógeno se puede considerar dinámico y cerrado, mientras que los sistemas que lo integran (amonificación, nitrificación) son dinámicos, pero abiertos, con flujos de entrada y salida de nitrógeno, que es transferido de unos a otros (Porta et al., 1999). A través de este ciclo el nitrógeno orgánico se transforma en especies disponibles para la vegetación (amonio y nitrato). A la transformación del nitrógeno orgánico en nitrógeno amoniacal se le denomina mineralización, mientras que a la oxidación de amonio a nitrato se le conoce como nitrificación. Tanto el amonio como el nitrato son liberados por los microorganismos al emplear el nitrógeno orgánico como fuente de energía (Jansson y Persson, 1982). Al proceso de conversión del nitrógeno mineral a nitrógeno orgánico se le denomina inmovilización; este proceso se produce predominantemente a través del *pool* amoniacal (Recous et al., 1988), aunque también puede producirse a partir del nitrato, cuando hay poco amonio disponible (Recous et al., 1988). La mineralización y la inmovilización son procesos que ocurren simultáneamente, de manera que al balance entre mineralización e inmovilización se le conoce con el nombre de mineralización neta, o, cuando ésta es negativa, inmovilización neta. Este balance es de gran importancia, ya que controla la cantidad de nitrógeno mineral disponible para las plantas. Es frecuente el empleo de fertilizaciones con nitrógeno para incrementar la cantidad de nitrógeno que el suelo es capaz de proporcionar a las plantas. Si embargo, el abuso en el empleo de fertilizantes supone un problema de contaminación por exceso de nitratos en las aguas subterráneas (Porta et al., 1999). Numerosos autores (Jarvis et al., 1996; Silgram y Shepherd, 1999) han puesto de manifiesto la necesidad de mejorar el conocimiento de los factores que regulan la mineralización de nitrógeno con objeto de mejorar las recomendaciones sobre el uso de fertilizantes nitrogenados en suelos.

La amonificación es una medida neta de la mineralización de nitrógeno, ya que la inmovilización de NH_4^+ por parte de los microorganismos en forma de nueva biomasa se produce simultáneamente con el proceso de mineralización. La amonificación se ve catalizada por las siguientes enzimas: Proteasas, peptidasas, algunos tipos de deshidrogenasas y oxidasas y por amidohidrolasas (Ladd y Buttler, 1972; Nannipieri et al., 1990), aunque aún no se entiende muy bien la relación entre la mineralización de nitrógeno, la actividad enzimática extracelular y la actividad microbiana (Nannipieri et al., 1979).

La nitrificación es el proceso de oxidación de los compuestos de nitrógeno reducidos, principalmente NH_4^+ por dos grupos de bacterias autróficas (*Nitrosomas* y *Nitrobacter*) de acuerdo con los siguientes procesos:



De todas formas la mineralización no debe considerarse totalmente como una medida de actividad microbiana (Woods et al., 1982).

La transformación de una especie relativamente inmóvil, como es el amonio, en otra con una mayor movilidad (NO_3^-), vía nitrito, es un paso clave del ciclo del nitrógeno en el suelo, y, con frecuencia, lleva a un exceso de NO_3^- y una subsiguiente pérdida de nitrógeno por medio de lavado o denitrificación (Jarvis et al., 1996).

En muchas circunstancias la mayor parte del amonio en el suelo procede de su liberación mediante procesos de mineralización, la excepción es cuando se añade amonio en forma de fertilizantes de composición basada en la urea, o cuando retornan al suelo excreciones de animales. Pese a su importancia como proceso que limita y controla la disponibilidad y las pérdidas de nitrato, y pese al razonable conocimiento de las bacterias envueltas en el proceso, la nitrificación ha sido poco estudiada en algunos suelos. En general, se asume que en los suelos de cultivo no es un proceso limitante, ya que la amonificación suele ser más rápida que la nitrificación (Jarvis et al., 1996). Sin embargo, en el caso de los suelos de prado la situación es diferente, especialmente cuando son pastos sometidos a pastoreo o en los que existen enmiendas orgánicas. En

estas circunstancias pueden existir grandes cantidades de amonio en el suelo en múltiples periodos de tiempo a lo largo del año (Jarvis y Barraclough, 1991).

La amonificación se ve afectada fuertemente por las condiciones físicas y químicas del suelo (Grant, 1994). Así, ésta se ve inhibida en suelos fuertemente ácidos, por las bajas temperaturas, en suelos con valores extremos de humedad (suelos muy secos o encharcados) y en suelos poco aireados. Por el contrario, se ve favorecida por un pH neutro, en suelos bien aireados, por temperaturas moderadamente elevadas y en suelos húmedos (MacDuff y White, 1985; Pilbeam et al., 1993). La nitrificación depende de la aerobividad del suelo, y por lo tanto, de la textura, estructura y contenido en agua del suelo, del pH (por lo que puede ser inhibido por el elevado pH causado por fertilizaciones líquidas o de anhídrido amónico), de la disponibilidad de sustrato (amonio) y de la disponibilidad de poblaciones microbianas (Jarvis et al., 1996).

En general, para el caso de los suelos de prado se ha comprobado (Hatch et al., 2000) que la mineralización se incrementa con la edad del prado y con el contenido en materia orgánica.

1.2.6. Medidas de actividades enzimáticas

Los ensayos de actividad enzimática proporcionan información sobre la microbiota del suelo. El ciclo de nutrientes implica reacciones bioquímicas, químicas y fisicoquímicas. En casi todos los procesos que ocurren en el suelo intervienen los microorganismos y se encuentran catalizados por enzimas (Kandeler et al., 1996), ya que estas son las mediadoras directas del catabolismo biológico de los componentes orgánicos y mineral del suelo, lo que las hace adecuadas como indicadores de la actividad biológica, ya que indican la velocidad de reacción de importantes procesos que ocurren en el suelo. Las enzimas presentes en el suelo provienen de animales, plantas y microorganismos (Kiss et al., 1975; Tabatabai, 1994). Generalmente se considera a los microorganismos como la principal fuente de enzimas en el suelo (Ladd, 1978), por lo que la medida de varias enzimas se puede considerar como un indicador de la actividad de las poblaciones microbianas del suelo.

Las reacciones producidas por acción de los microorganismos del suelo, catalizadas por enzimas, desempeñan un papel básico en los ciclo de carbono, nitrógeno, fósforo y azufre del suelo y contribuyen a la detoxificación del suelo

degradando contaminantes orgánicos o inmovilizando metales pesados, participando en la formación de la estructura del suelo e influyendo negativamente (patógenos que afectan a las plantas) o positivamente (rizobacterias que promueven el crecimiento de las plantas) en el crecimiento de las plantas.

Las enzimas presentes en el suelo presentan las siguientes características:

- a) Con frecuencia se encuentran relacionadas con el contenido en materia orgánica del suelo, con sus propiedades físicas, con la actividad microbiana o con la biomasa.
- b) Son mucho más sensibles a las alteraciones del medio edáfico que otros parámetros, lo que proporciona una indicación temprana de cambios en la calidad del suelo.
- c) Implican a procesos simples (Dick et al., 1996).

Las actividades enzimáticas se pueden emplear como medidas de la actividad microbiana, de la productividad del suelo y del efecto inhibitorio de contaminantes (Tate, 2000) y han demostrado responder al manejo del suelo (Nannipieri et al., 2002).

Taylor et al. (2002) citan como principales razones para medir la actividad de las enzimas las siguientes:

- a) Informan del potencial bioquímico del suelo y del potencial para manipular el ecosistema suelo.
- b) Son indicadores de calidad del suelo, ya que cambios en actividades enzimáticas clave pueden proporcionar información sobre el progreso de operaciones de recuperación de suelos o sobre la sostenibilidad de determinados sistemas de manejo agrícolas.

El mayor inconveniente que presenta la medida de las actividades enzimáticas es la dificultad de interpretar los resultados, ya que éstas provienen de diferentes fuentes y cohabitan en el suelo en diferentes estados (Burns, 1982), de manera que es difícil

distinguir el aporte que cada uno de los componentes ejerce sobre la actividad total (Burns, 1982; Nannipieri et al., 1990).

Aunque algunas enzimas presentes en el suelo se encuentran asociadas a células vivas otras permanecen unidas a células muertas o se encuentran libres en el suelo o complejadas por las arcillas o los coloides orgánicos. Las enzimas del suelo se han clasificado según su localización de la siguiente manera (Nannipieri et al., 2002):

- a) Enzimas bióticas, asociadas a células activas, localizadas intracelularmente, en el citoplasma celular, en el espacio periplásmico y en superficies exteriores de las células.
- b) Enzimas abióticas, que son aquellas excretadas por células vivas, unidas a células muertas o presentes extracelularmente en el suelo en donde pueden existir como enzimas estabilizadas en dos lugares: adsorbidas a la superficie interna o externa de las arcillas y complejadas con los coloides húmicos a través de procesos de adsorción o por haber sido atrapadas o copolimerizadas durante la formación del humus.

De acuerdo con la reacción que catalizan, las enzimas se clasifican en seis grupos principales: Oxidorreductasas, transferasas, hidrolasas, liasas, isomerasas y ligasas. Las principales enzimas estudiadas en el suelo pertenecen a los 4 primeros grupos y son:

- a) Oxidorreductasas: deshidrogenasa, catalasa, peroxidasa.
- b) Hidrolasas: fosfatasas, sulfatasas, amilasa, celulasa, invertasa, β - y α -glucosidasas, β - y α -galactosidasa, proteinasas, asparginasa, glutaminasa, amidasa y ureasa.
- c) Transferasas: rhodanasa.
- d) Liasas: glutamato descarboxilasa.

De todas ellas las más estudiadas son las hidrolasas implicadas en los ciclos del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre. Recientemente se han puesto a punto técnicas que permiten la determinación de varias actividades enzimáticas empleando kits comerciales que contienen varios sustratos fluorogénicos (Vepsäläinen et al., 2001).

Las actividades enzimáticas actúan sobre un sustrato específico y están relacionadas con reacciones específicas (Dick et al., 1996), por lo que es necesario medir un amplio grupo de enzimas para caracterizar el estado general de los nutrientes o determinar índices de actividad microbiológica. La medida de una única propiedad biológica o bioquímica no es útil para determinar la calidad del suelo (Dick, 1992; Nannipieri, 1994; Gil-Sotres 2005) principalmente porque las actividades enzimáticas actúan sobre sustratos específicos, pero también por su variabilidad temporal y espacial (Nannipieri, 1994). Aunque las medidas simultáneas de varios enzimas se han revelado muy útiles como indicadores de la actividad biológica del suelo y pueden emplearse como índice de la fertilidad bioquímica del suelo (Trasar Cepeda et al., 1998), este tipo de índices debe incluir un mínimo de datos que reflejen procesos microbiológicos y bioquímicos importantes en el suelo; además, los métodos empleados para medir estas propiedades deben ser rápidos, simples y precisos (Doran y Parkin, 1994).

Los procedimientos de medida de la actividad enzimática en suelos presentan la ventaja de ser relativamente sencillos, baratos y rápidos, además de poder medirse de forma rutinaria (Dick et al., 1996), pero presentan el inconveniente de que existen muchos factores que afectan a las actividades enzimáticas del suelo, y a veces estos interactúan de un modo aún desconocido; esto hace que la interpretación de las medidas de actividad enzimáticas sean muy complicadas (Sheppard, 1999). Las técnicas más empleadas en el análisis de enzimas son las espectrofotométricas, titrimétricas, de fluorescencia, empleo de electrodos, métodos cromatográficos y electroforesis capilar.

Es importante decidir si las medidas enzimáticas se realizan *in situ* o si se efectúan medidas de actividades potenciales máximas. Para la comparación de actividades lo normal es la medida de actividades máximas (Dick et al., 1996), de manera que los ensayos de actividad enzimática están generalmente basados en la adición de un sustrato artificial y soluble en una concentración suficiente para mantener cinéticas de orden cero, de forma que la velocidad de reacción sea proporcional a la concentración de enzima, evitándose los periodos de incubación excesivamente largos para impedir el crecimiento microbiano.

Por el contrario, si se miden actividades *in situ*, debe tenerse en cuenta que las enzimas son difíciles de extraer de los suelos, y generalmente pierden su integridad cuando se intenta su extracción, ya que son rápidamente degradadas o desnaturalizadas (Burns, 1982) a no ser que estén unidas a coloides, adsorbidas a la arcilla o incorporadas a moléculas húmicas; una vez unidas las enzimas pueden permanecer mucho tiempo en el suelo, aunque su actividad decrece con el transcurso del tiempo. Es por ello por lo que las enzimas del suelo se estudian indirectamente, midiendo sus actividades bajo una estricta serie de condiciones (pH, temperatura, concentración de sustrato) que no deben alterarse, con objeto de poder comparar resultados entre diferentes estudios (Dick et al., 1996). Sin embargo, esta serie de condiciones varían de un grupo de investigación a otro, por lo que la escasa estandarización de los métodos de medidas de enzimas es un gran problema a la hora de comparar datos y ha sido criticada en repetidas ocasiones (Nannipieri et al., 2002).

Finalmente, cabe destacar que las actividades enzimáticas disminuyen con la profundidad en el suelo (Rastin et al., 1990; Kandeler et al., 1994), ya que, en general, son proporcionales al contenido en materia orgánica (Frankenberger y Dick, 1983) y siguen su distribución en el perfil del suelo (Tabatabai, 1994). Además, varían con la estación del año (Rastin et al., 1990) y con el tipo de cobertura vegetal. La elevada variabilidad temporal de las actividades enzimáticas hace recomendable el muestrear los suelos varias veces a lo largo del año para hacer estimaciones anuales de los valores de dichas actividades (Debosz et al., 1999).

1.2.6.1. Catalasa

La catalasa (E.C. 1.11.1.6) es una enzima intracelular que se encuentra presente en todas las bacterias aerobias y en la mayoría de las anaerobias facultativas, estando ausente en las anaerobias obligadas (Trevors, 1984). Actúa sobre el H_2O_2 tóxica producida por la cadena de transporte electrónico mitocondrial y en varias reacciones de oxidación e hidroxilación, de manera que lo descompone para formar oxígeno y agua. La catalasa fue el primer enzima investigado en suelos (Woods, 1899, citado por Skujins, 1978).

Esta actividad se considera un indicador de la actividad de los organismos aerobios y se ha relacionado con la fertilidad del suelo (García y Hernández, 1997),

aunque algunos autores, como Beck (1971) han señalado que esta actividad no muestra una buena correlación con el número total de microorganismos del suelo, por lo que su empleo como exponente del estado bioquímico del mismo sería limitado.

La presencia de raíces frescas en las muestras de suelo distorsiona las medidas de catalasa, ya que ésta también se encuentra presente en las plantas.

Un problema de la determinación de la actividad catalasa del suelo, cuando se mide a través de la descomposición de H_2O_2 , es que parte de la actividad determinada puede deberse a procesos de catálisis no enzimática, debida a óxidos de Fe y de Mn (Skujins, 1978). Esto ha hecho que algunos autores indicasen que esta enzima es muy persistente en el suelo (Alef y Nannipieri, 1995a), incluso llegando a afirmar que puede existir como enzima extracelular en el mismo.

1.2.6.2. Deshidrogenasa

Las deshidrogenasas son un tipo de oxidorreductasas, y oxidan compuestos orgánicos debido a la transferencia de dos átomos de hidrógeno. Muchas deshidrogenasas transfieren los hidrógenos separados a uno o dos de los siguientes coenzimas: NAD y NADP. A través de estos coenzimas el hidrógeno entra en la cadena respiratoria o participa en procesos biosintéticos de reducción.

La actividad deshidrogenasa del suelo es el resultado de la actividad de diferentes deshidrogenasas (von Mersi y Schinner, 1991), que son un importante componente del sistema enzimático de todos los microorganismos (enzimas del metabolismo respiratorio, ciclo del citrato y metabolismo del nitrógeno). Por lo tanto, la actividad deshidrogenasa es un indicador de los sistemas redox biológicos (Nannipieri et al., 1995) y puede ser tomada como un indicador general de la intensidad del metabolismo microbiano en el suelo (Tabatabai, 1982; Chander y Brookes, 1991).

La deshidrogenasa está considerada como uno de los mejores indicadores de actividad microbiana, porque su actividad sólo se da en células vivas (Cooper y Warman, 1997; Visser y Parkinson, 1992) y no se acumula en los complejos del suelo, por lo que es muy empleada para evaluar la sensibilidad de los microorganismos al manejo del suelo (Martens et al., 1992). Un hecho que apoya el empleo de esta actividad como indicador general de la actividad microbiana del suelo es que se ha encontrado una buena correlación entre la actividad deshidrogenasa y la respiración del

suelo (von Mersi y Schinner, 1991), aunque esto no implica que esta actividad constituya una estimación del número de microorganismos (Casida et al., 1964).

Aunque las metodologías empleadas para la medida de la actividad deshidrogenasa del suelo, que emplean TTC o INT como sustratos, no permiten una cuantificación exacta de esta actividad en el suelo, ya que éstos no son excesivamente efectivos como aceptores de electrones (Nannipieri et al., 1990) sí pueden considerarse válidas cuando se emplean para fines comparativos.

Se han encontrado correlaciones tanto positivas (Baligar et al., 1999) como negativas (Frankerberger y Dick, 1983) entre esta enzima y el contenido en arcilla del suelo, así como correlaciones negativas (Baligar et al., 1999) y positivas (Frankerberger y Dick, 1983) con su contenido en arena.

En cuanto a su correlación con el pH, en ocasiones se ha encontrado que es positiva (Baligar et al., 1999), negativa (Frankerberger y Dick, 1983) o no se ha encontrado correlación (Pancholy y Rice, 1973).

1.2.6.3. Enzimas del ciclo del carbono

El carbono es un elemento fundamental para la vida en La Tierra. Se encuentra presente en la atmósfera, plantas, animales, combustibles fósiles, rocas y se encuentra disuelto en los océanos. El ciclo del carbono (Figura 4) es el más importante desde el punto de vista cuantitativo. Conceptualmente, los modelos del ciclo del carbono se pueden reducir a procesos asociados con la transformación del dióxido de carbono en materia orgánica y el retorno de este carbono fijado primariamente a través del proceso de fotosíntesis a su forma mineral a través de la mineralización; es decir, el carbono entra en el suelo a través de la fotosíntesis, que transforma el CO₂ atmosférico en compuestos orgánicos, que pueden entrar en el suelo formando parte de las hojas, raíces y exudados de las raíces. Estos residuos orgánicos son descompuestos por los organismos y microorganismos del suelo, lo que da lugar a que una gran parte del carbono retorne a la atmósfera como CO₂. La materia orgánica representa una importante reserva de carbono orgánico. La mayor parte del carbono del suelo se encuentra formando parte de las sustancias húmicas.

Una prueba de la complejidad de los procesos bioquímicos implicados en el ciclo del carbono en el suelo (Tate 2000) es la diversidad de compuestos orgánicos

(polisacáridos, proteínas, lignina, ácidos húmicos y ácidos fúlvicos) y el gran número de organismos implicados, entre los que se encuentran hongos (*Alternaria*, *Aspergillus*, *Coprinus*, *Rhizopus*, *Zygorhynchus*), levaduras (*Candida*, *Kluyveromyces*) y gran cantidad de bacterias (*Bacillus*, *Cellulomonas*, *Microbispora*, *Nocardia*, *Pseudomonas*, *Sporocytophaga*). La comunidad microbiana del suelo transforma los compuestos de la biomasa y gran cantidad de compuestos xenobióticos en dióxido de carbono, que es liberado a la atmósfera.

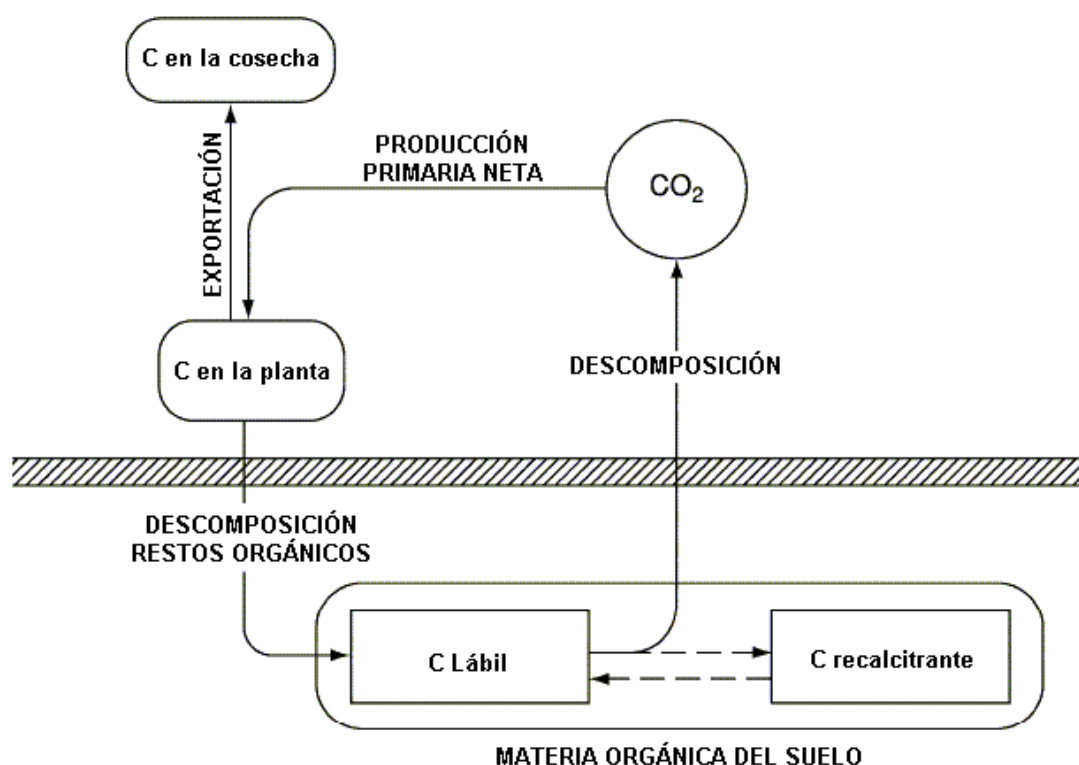


Figura 4. El ciclo del carbono en suelos agrícolas. Obtenido de Haynes (2005).

CM-celulasa

La celulosa es uno de los polisacáridos más importantes en la naturaleza y el más abundante en las paredes celulares de las plantas, que consisten en un 40-70 % de celulosa. Su molécula posee más de 2000 unidades de D-(+)-glucosa, unidas por un enlace glucosídico (1,4) de tipo β . En la degradación microbiana de la celulosa participan al menos tres enzimas sinérgicas diferentes, de forma que en las dos primeras etapas intervienen enzimas que se incluyen dentro del grupo de las celulasas:

Las endo- β -1,4-glucanasas (EC 3.1.2.4) (C_x -celulasa o carboximetilcelulasa) dividen el enlace β -1,4 de la molécula de celulosa. Las exo- β -1,4 glucanasas o cellobiohidrolasas (EC 3.1.2.91) atacan el extremo libre de las cadenas produciendo un dímero denominado celobiosa, que en una tercera etapa es degradado por la β -glucosidasa, produciendo glucosa.

La celulasa cataliza la hidrólisis de la celulosa, ya que la celulosa es insoluble y no puede ser directamente asimilada por los microorganismos, por lo que es hidrolizada extracelularmente.

En enzimología de suelos la determinación de la actividad celulasa es complicada, ya que la celulosa no es soluble en agua, por lo que habitualmente se emplea carboximetilcelulosa (CM-celulosa) como sustrato.

Las celulasas del suelo tienen su origen en hongos (*Trichoderma*, *Aspergillus*, *Chaetomium*, *Fusarium*, etc.) y bacterias, tanto aerobias como anaerobias (*Cytophaga*, *Cellulomonas*, *Clostridium*, *Cellevibrio*, etc.), aunque algunos protozoos también poseen capacidad para sintetizar celulasas (*Trychonympha*).

La celulasa es un enzima que se estabiliza muy bien en la matriz del suelo.

La medida de la actividad celulasa del suelo se ha revelado adecuada para comprobar la influencia de la fertilización en diversos tipos de suelos (Schinner y von Mersi, 1990).

Esta enzima es parcialmente responsable de la descomposición de la hojarasca, al igual que la invertasa.

β -glucosidasa

La enzima β -glucosidasa (EC 3.2.1.21), también conocida como gentiobiasa o celobiasa cataliza la hidrólisis de β -D-glucopiranosidos para liberar azúcares (glucosa) por lo que interviene en el proceso final de degradación de la celulosa, y, con frecuencia, puede ser la etapa limitante en la degradación de la celulosa (Alef y Nannipieri, 1995b).

Su actividad indica el potencial del suelo para descomponer materia orgánica (Caravaca et al., 2002). La hidrólisis de los β -glucósidos es muy importante como

fuelle de energía para los microorganismos del suelo (Tabatabai, 1994). La β -glucosidasa se encuentra presente en animales, plantas, hongos y bacterias (Skujins, 1976) y en el suelo procede fundamentalmente de los microorganismos heterótrofos, en particular miembros de los mucorales (hongos) como pueden ser *Actinomucor* sp. y *Mortierella* sp. (Hayano y Tubaki, 1985). Su síntesis en estos microorganismos se encuentra inhibida por los productos que se forman al degradarse la celulosa, como son la celobiosa, glucosa.

Se ha encontrado que la β -glucosidasa es la más abundante y fácilmente detectable de las enzimas implicadas en la degradación de la celulosa en los suelos (Rastin et al., 1988; Debosz et al., 1999).

Esta actividad se encuentra generalmente correlacionada con el contenido de carbono orgánico del suelo, y por lo tanto disminuye con la profundidad de muestreo (Deng y Tabatabai, 1996). Además, se ha encontrado que es un buen indicador de los efectos a largo plazo de la fertilización en suelos de prado (Ajwa et al., 1999). En general se ha encontrado que proporciona un indicio temprano de cambios en el estado de la materia orgánica y su *turnover* (Deboz et al., 1999).

Invertasa

La invertasa (β -D-fructofuranósido fructohidrolasa EC 3.2.1.26), también denominada sucrasa o sacarasa, hidroliza los fructofuranósidos, dando lugar a una molécula de β -D-fructofuranosa (fructosa) y un resto que recupera un grupo hidroxilo. El fructofuranósido más abundante en los suelos, así como uno de los compuestos orgánicos más abundantes en la naturaleza, es la sacarosa, cuya ruptura por acción de la invertasa origina una molécula de (+) glucosa y otra de (-) fructosa.

Esta enzima se encuentra presente en toda clase de organismos; en el caso de los suelos la actividad invertasa proviene de los microorganismos y de los exudados radiculares (Ladd, 1978). Este enzima puede actuar de forma intracelular o extracelular.

Es una enzima que ha sido ampliamente estudiada debido a su abundancia en suelos y plantas y a su importante papel en la hidrólisis de carbohidratos. Su actividad se ve afectada por varios factores, entre los que cabe destacar las prácticas de cultivo, la vegetación y la materia orgánica (Ross, 1975).

El raigrass perenne y el trébol blanco son capaces de sintetizar abundantes cantidades de invertasa, cantidad que depende de la edad de la planta, disponibilidad de nutrientes y temperatura de crecimiento. Este tipo de vegetación es capaz de contribuir directamente a la actividad de la invertasa en el suelo, aunque de un modo que aún no ha podido ser cuantificado (Ross, 1976).

El mayor aporte a la actividad invertasa del suelo es el microbiano, aunque las raíces de las plantas y su rizosfera también contribuyen de forma importante.

Es un enzima unido a membranas y también con frecuencia a fragmentos celulares.

1.2.6.4. Enzimas del ciclo del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno en el suelo es parte de un ciclo más completo (Schulten y Schnitzer, 1998); en la Figura 5 se representa el ciclo del nitrógeno en el suelo.

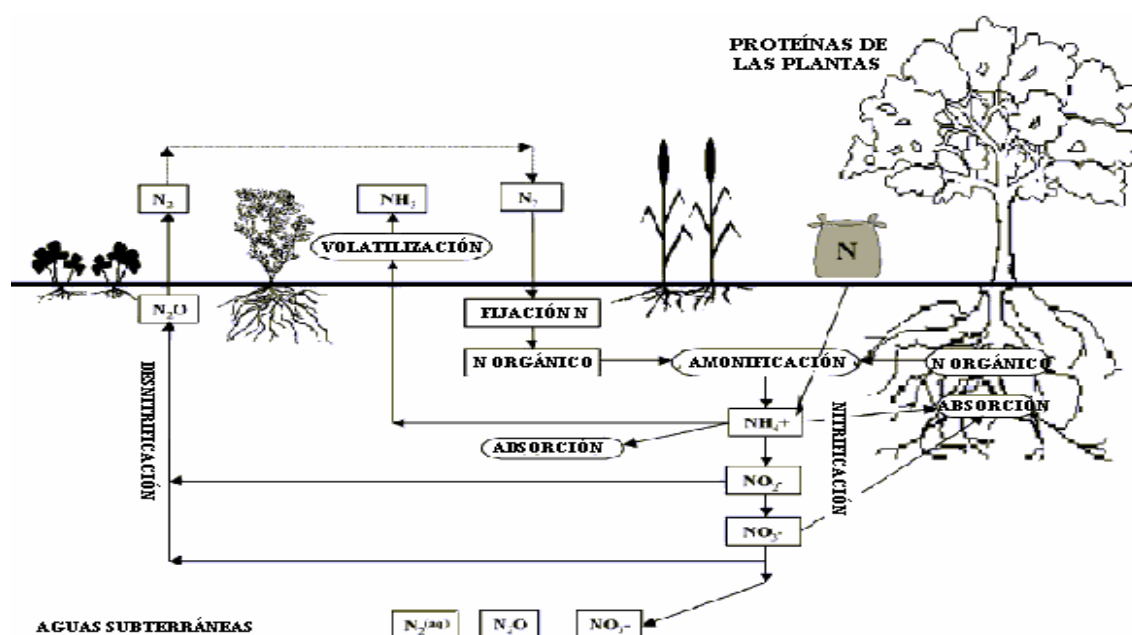


Figura 5. El ciclo del nitrógeno en el suelo. Tomado de Ridley et al. (2004).

El suelo recibe nitrógeno a través de la adición de fertilizantes y de la atmósfera, por medio de precipitación o de deposición seca y por medio de residuos vegetales o deposiciones de animales y se elimina del sistema por medio de lavado, a través de la cosecha y como transferencia de nitrógeno gas y óxidos de nitrógeno (durante procesos de nitrificación y desnitrificación).

El nitrógeno se encuentra presente en la atmósfera principalmente en forma de gas de fórmula N_2 que es inerte y no puede ser empleado por la mayor parte de los organismos. Por contra, la mayor parte del nitrógeno presente en el suelo está en forma de nitrógeno orgánico. Este nitrógeno orgánico representa una importante reserva de nutrientes y está constituido en aproximadamente un 40% por material proteico (Hayano, 1996) (proteínas, péptidos y aminoácidos), aunque también abundan los compuestos heterocíclicos (Schulten y Schnitzer, 1998) de nitrógeno (aproximadamente un 35 %).

El nitrógeno es el único nutriente esencial para las plantas que no es liberado por medio de la mineralización, por lo que frecuentemente se comporta como un factor limitante en la productividad de los ecosistemas.

Los microorganismos presentan una gran importancia al describir el ciclo del nitrógeno en el suelo, ya que intervienen en un gran número de procesos. La amonificación se produce debido a la acción de un gran número de microorganismos, tanto aerobios como anaerobios, y diversos tipos de organismos como bacterias y hongos mientras que la nitrificación (conversión de amonio a nitrato por oxidación enzimática) es un proceso que ocurre en dos etapas: Conversión de amonio a nitrito y su posterior transformación en nitrato. La primera de estas etapas transcurre principalmente debido a la acción de bacterias pertenecientes al género *Nitrosomonas*, aunque también se encuentran implicadas bacterias pertenecientes a otros géneros como son las *Nitrosolobus* y las *Nitrospira* (De Boer y Kowalchuk, 2001), mientras que la transformación final en nitrato se produce por medio de la acción de bacterias pertenecientes al género *Nitrobacter*. Este tipo de bacterias son activas en un rango de condiciones mucho más estrecho que las bacterias amonificantes (MacDuff y White, 1985).

Cada una de estas etapas implicadas en la conversión del nitrógeno orgánico a amonio, se encuentra catalizada por un enzima específico. Así, por ejemplo, las deshidrogenasas y oxidasas catalizan la conversión de los aminoácidos en amonio.

El exceso de nitrógeno, que no es requerido por los microorganismos, se acumula en el suelo como nitrógeno inorgánico (Gregorich et al., 1994).

Proteasas

Las proteínas son importantes constituyentes de las semillas y de los exudados radiculares, así como un componente primario funcional y estructural de las paredes celulares de las plantas. Las proteínas entran a formar parte del suelo a través de los organismos muertos, las plantas y los animales. Las proteínas del suelo son descompuestas por multitud de bacterias y hongos. Durante la degradación, las proteasas extracelulares producen oligopéptidos a partir de las proteínas, lo que origina como consecuencia la liberación de compuestos de bajo peso molecular, que son asimilados por los microorganismos. Tras la liberación de las proteasas por parte de las células microbianas las enzimas son adsorbidas en coloides del suelo o se unen covalentemente a la materia orgánica del suelo. Las enzimas así inmovilizadas muestran un alto grado de resistencia a la proteólisis.

Las proteasas (EC 3.4.4) son enzimas que limitan la velocidad en el ciclo del nitrógeno en el suelo (Ladd y Paul, 1973; Hayano, 1996) ya que las reacciones catalizadas por proteasas juegan un papel importante en el *turnover* de nitrógeno del suelo, siendo las responsables de la descomposición progresiva del nitrógeno contenido en las proteínas a nitrógeno peptídico y finalmente a aminoácidos. En cuanto al origen de las proteasas en el suelo, Hayano (1996) concluye que éstas proceden principalmente de animales y microorganismos, así como, en mucha menor proporción, de los residuos vegetales.

En los suelos es posible encontrar diversos tipos de proteasas (Skujins, 1976; Loll y Bollag, 1983) que se clasifican según el mecanismo de acción de la hidrólisis. Las actividades de los diferentes tipos de proteasas pueden determinarse de manera selectiva según el tipo de sustrato y las condiciones (pH, temperatura) de la técnica que se empleen en su determinación (Ladd y Paul, 1973).

Así, las proteasas se pueden clasificar como serinaproteasas (alcalinas), metaloproteasas (neutras), cisteína proteasas (neutras) y proteasas ácidas. En los suelos de prado predominan las metaloproteasas (Watanabe y Hayano, 1994) que pueden ser endo- o exocelulares, aunque en este tipo de suelos predominan estas últimas (Watanabe y Hayano, 1994).

La actividad proteasa del suelo es específica de una pequeña fracción de la comunidad microbiana (Watanabe y Hayano, 1995).

La actividad de las proteasas ha sido relacionada con la mineralización de nitrógeno (Nannipieri et al., 1983).

No existe correlación entre el pH del suelo y la actividad proteasa (Ladd y Butler, 1972), lo que se debe al heterogéneo grupo de enzimas con propiedades físico-químicas diferenciadas que forman parte de las proteasas (Wick et al., 2001).

Proteasa-caseína

La caseína es un sustrato inespecífico consistente en una mezcla de diferentes fosfoproteínas contenidas en el suero de la leche, con masas moleculares que oscilan entre 75000 y 375000 daltons. Bajo el término de actividad proteasa-caseína se engloban las proteasas del suelo capaces de degradar la caseína a aminoácidos, es decir, la proteasa-caseína actúa catalizando la hidrólisis de grandes cadenas de proteínas.

Watanabe y Hayano (1995) encontraron que la actividad caseína del suelo se puede originar a partir de la proteasa serina intracelular de la bacteria *Bacillus spp.*

Proteasa-BAA

La proteasa que hidroliza la N-Benzoyl-L-arginina-amida (BAA) interviene en la hidrólisis de proteínas a amonio, concretamente, esta enzima actúa sobre péptidos sencillos. El BAA es un sustrato de síntesis específico de las proteasas alcalinas del grupo de las tripsinas y se caracteriza por hidrolizar los enlaces peptídicos con cadenas no hidrófobas. La actividad de la proteasa-BAA está fundamentalmente asociada a enzimas inmovilizadas debido a su unión a la parte más evolucionada del humus.

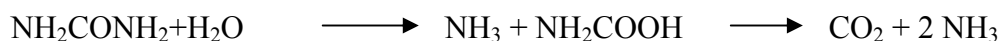
Se ha encontrado correlación entre esta enzima y el contenido de carbono orgánico y nitrógeno total del suelo, y en menor medida con el contenido en arcilla (Ladd y Butler, 1972).

Ureasa

La ureasa (urea amidohidrolasa; EC 3.5.1.5) está ampliamente distribuida en la naturaleza, encontrándose presente en un gran número de microorganismos, animales y plantas superiores (Tabatabai, 1994), pero a pesar de que un gran número de plantas

contienen actividad ureasa se cree que la mayor parte de la actividad ureasa del suelo es de origen microbiano (Klose y Tabatabai, 2000). Un estudio de estos mismos autores señala que una media del 46 % de actividad ureasa de los suelos es de origen extracelular (Klose y Tabatabai, 1999).

La ureasa cataliza la reacción química por la que la urea se hidroliza para dar lugar a amonio y carbamato, que se hidroliza rápidamente para formar dióxido de carbono y una segunda molécula de amonio, según la siguiente reacción:



Esta reacción provoca la formación de NH_4^+ y un incremento del pH del suelo.

La ureasa es una proteína hexamérica que contiene dos iones Ni^{+2} por subunidad. Es una enzima que actúa sobre enlaces C-N peptídicos en amidas lineales, por lo que se encuentra englobada en el mismo grupo que otras enzimas como la glutaminasa y la amidasa.

Es uno de los enzimas que han sido más frecuentemente estudiados, no sólo por su relación con el ciclo del nitrógeno si no también debido a la importancia agrícola del sustrato sobre el que actúa, la urea.

La actividad de este enzima está muy directamente correlacionada con el contenido de carbono orgánico del suelo, de forma que este último puede explicar hasta el 92 % de la variación de la actividad ureasa del suelo (Dick, 1984). Sin embargo, el incremento de la actividad ureasa se ha imputado más al tipo de materia orgánica que a la propia cantidad de materia orgánica que contenga el suelo (Pancholy y Rice, 1973). Otros estudios correlacionan la actividad ureasa con el contenido en carbono o en nitrógeno de la biomasa microbiana (Klose y Tabatabai, 1999).

Las enmiendas orgánicas aumentan en la fracción arcilla la capacidad para proteger la ureasa, ya que ésta se encuentra fundamentalmente adsorbida en microunidades estructurales menores de 50 μm (Kandeler et al., 1999b).

La actividad ureasa ha sido relacionada con la inmovilización de nitrógeno (Nannipieri et al., 1983), de modo que un déficit en la actividad de esta enzima provoca pérdidas de fertilizante añadido en forma de urea debido a procesos de lavado, mientras

que si ésta es alta se origina un exceso de hidrólisis, lo que puede llevar a pérdida de amonio por volatilización.

La actividad de esta enzima disminuye en los suelos en los que se han efectuado repetidas aplicaciones de NH_4^+ (Dick et al., 1988), debido a ello algunos autores han desaconsejado su uso como indicador de calidad del suelo (Bandick y Dick, 1999).

Existe una correlación positiva entre el contenido en ureasa y en arcilla de un suelo y negativa con el contenido en arena (Frankenberger y Dick, 1983).

En cuanto a su relación con el pH se han encontrado tanto correlaciones negativas (Frankenberger y Dick, 1983) como positivas (Speir, 1984).

1.2.6.5. Enzimas del ciclo del fósforo

El fósforo es esencial para el crecimiento y desarrollo de los organismos vivos. Los sistemas agrícolas requieren con frecuencia adición de fósforo para remediar las pérdidas producidas por los cultivos y por erosión; aunque de todos modos estas adiciones no deben ser excesivamente elevadas, ya que una pérdida de fósforo mediante procesos de lavado puede originar eutrofización (Daniel et al., 1998; Withers et al., 2000; Watson y Foy, 2001). El contenido total en fósforo de los suelos varía entre 0.01 % y 3 % y se presenta en tres formas: Fósforo disuelto en la solución del suelo, fósforo inorgánico y fósforo orgánico. En muchos suelos la fracción de fósforo orgánico es mayor que la inorgánica, de manera que el primero representa entre un 30 y un 65 % del total en el suelo (Frossard et al., 2000).

Los microorganismos del suelo requieren fósforo para su metabolismo (Figura 6); cuando éstos oxidan materiales que contienen menos fósforo del que ellos requieren van a inmovilizar fósforo de la disolución del suelo; en el caso en que los materiales orgánicos que oxidan tengan mayor cantidad de fósforo del necesario los microbios van a mineralizar fósforo a la disolución del suelo. Entre los factores que regulan la mineralización e inmovilización del fósforo se encuentran: La cantidad de fósforo orgánico, las relaciones C/P y N/P, temperatura, humedad, aeración, pH, intensidad de cultivo y fertilización con fósforo. Estos procesos vienen mediados por fosfatasa.

La importancia de las fosfatasa para la nutrición de las plantas ha sido remarcada en multitud de ocasiones (Dalal, 1977; Kiss et al., 1975; Speir y Ross, 1978;

Dick y Tabatabai, 1987). La absorción de fósforo por parte de las plantas requiere la mineralización del fósforo orgánico a ortofosfato, por lo que la mineralización de esta fracción orgánica es un factor importante en la nutrición de las plantas (Rastin et al., 1988). Este proceso de mineralización es catalizado por las fosfatasas (Speir y Ross, 1978).

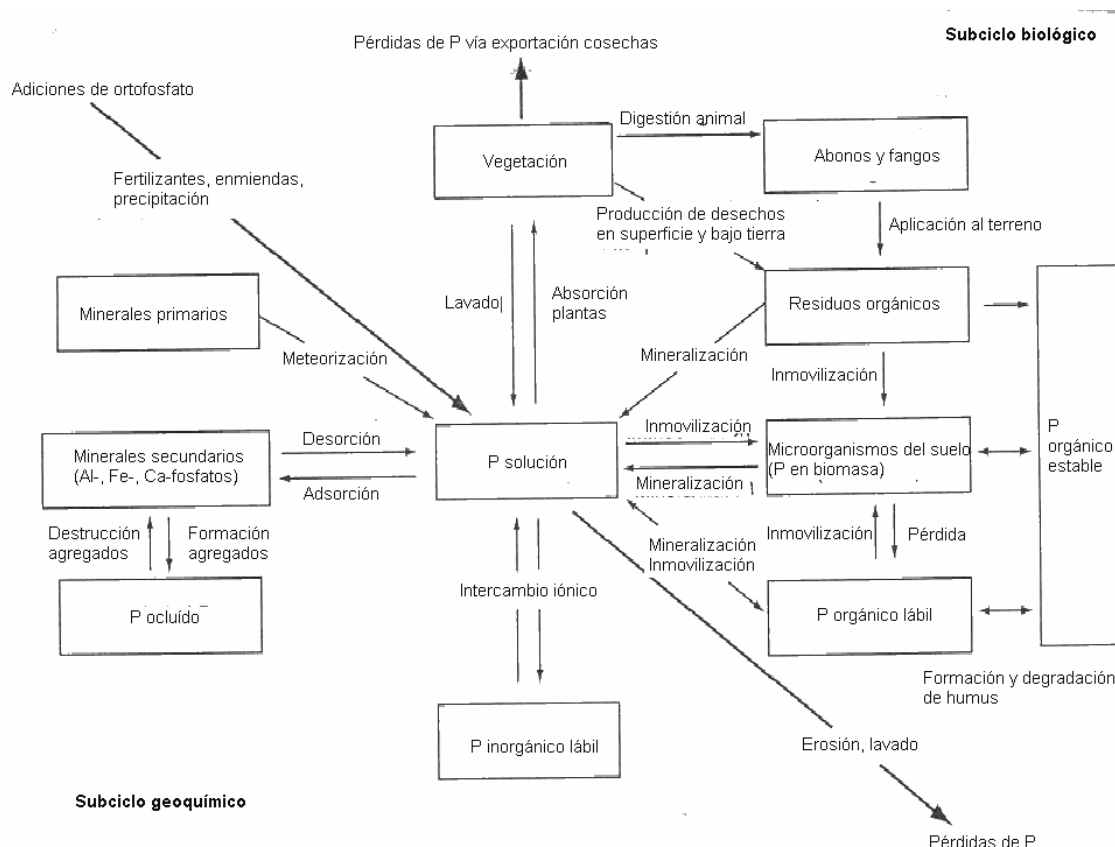


Figura 6. El ciclo de fósforo en el suelo, tomado de Walbridge (1991).

A pesar de que las fosfatasas son excretadas por las raíces de las plantas y por los microorganismos, en los suelos se encuentran predominantemente estas últimas (Eivazi y Tabatabai, 1977).

Bajo el nombre de "fosfatasas" se encuentra un grupo de enzimas que hidrolizan ésteres y anhídridos del ácido fosfórico (Eivazi y Tabatabai, 1977; Speir y Ross, 1978). En los suelos se encuentran diferentes tipos de fosfatasas:

- Fosfomonoesterasas (E.C. 3.1.3.): fitasa, nucleotidasas, etc.
- Fosfodiesterasas (E.C. 3.1.4.): nucleasas, fosfolipasas.

- c) Fosfotriesterasas (E.C. 3.1.5.).
- d) Polifosfatasas: ATP-asa, pirofosfatasa inorgánica (Speir y Ross, 1978).
- e) Enzimas que actúan en enlaces P-N (E.C. 3.9) como son las fosfoamididasas (E.C.3.9.1.1.) (Eivazi y Tabatabai, 1977).
- f) Enzimas que actúan sobre enlaces C-N: fosfomonoacetato hidrolasa.

Fosfodiesterasas

Las fosfodiesterasas (E.C. 3.1.4) son un grupo de enzimas entre las que se encuentran las nucleasas que catalizan la degradación de ácidos nucleicos (Browman y Tabatabaia, 1978) y las fosfolipasas, que catalizan la hidrólisis de fosfolípidos. Estas enzimas se encuentran en plantas, animales y microorganismos (Browman y Tabatabai, 1978).

Normalmente la actividad fosfodiesterasa del suelo es mucho más baja que la actividad fosfomonoesterasa (Eivazi y Tabatabai, 1977). La actividad fosfodiesterasa se encuentra correlacionada con el contenido en carbono orgánico del suelo (Browman y Tabatabai, 1978).

Fosfomonoesterasas

Las fosfomonoesterasas difieren en su especificidad hacia los diferentes sustratos y en su pH óptimo de actuación. Se puede distinguir entre fosfomonoesterasas ácidas (E.C. 3.1.3.2) y fosfomonoesterasas alcalinas (E.C. 3.1.3.1). Generalmente se acepta que el pH del suelo determina el tipo de actividad fosfomonoesterasa presente, o al menos la actividad predominante, de modo que la fosfomonoesterasa ácida predomina en suelos ácidos mientras que la alcalina predomina en suelos alcalinos (Trasar-Cepeda y Gil Sotres, 1987), aunque no existe un acuerdo sobre el pH óptimo para cada una de ellas.

La fosfomonoesterasa ácida ha sido detectada en animales, microorganismos y células de las plantas, mientras que la alcalina sólo ha sido detectada en los dos últimos grupos (Speir y Ross, 1978).

La actividad fosfomonoesterasa no sólo se ve influida por el pH del suelo, sino también por la temperatura, contenido en materia orgánica y humedad del suelo, lo que hace que presente variaciones de actividad estacionales (Speir y Ross, 1978; Sparling et al., 1986).

La actividad de la fosfomonoesterasa del suelo disminuye con la profundidad del suelo y no se encuentra correlacionada con el número de bacterias (Speir y Ross, 1978).

Las fosfomonoesterasas son las enzimas del suelo pertenecientes al ciclo del fósforo que han sido estudiadas con mayor atención, ya que hasta el 60 % del fósforo orgánico presente en el suelo está en forma de monoesterfosfatos (Halstead y McKercher, 1975).

Respecto a la relación de las actividades enzimáticas con el nivel de fósforo en el suelo cabe destacar que la influencia de los aportes externos sobre la actividad fosfomonoesterasa queda reflejada en la acumulación de fósforo inorgánico, indicando que los compuestos de fósforo orgánico aportados son hidrolizados enzimáticamente a fósforo inorgánico. Una cierta proporción de este fósforo es acumulado en los suelos y se encuentra biodisponible para las plantas (Ohashi y Yoshida, 1988). Sin embargo otros investigadores como Dick (1994) han encontrado que la actividad enzimática puede ser afectada negativamente por el aporte externo, especialmente de fertilizantes fosfatados, ya que repetidas adiciones de fertilizantes fosfatados suprimen la actividad fosfatasa. Asimismo Schinner et al (1996) y Skujins (1976) indican que las fosfatasas son inducidas predominantemente bajo condiciones de baja disponibilidad de fósforo.

1.2.6.6. Enzimas del ciclo del azufre

El contenido medio de azufre en la corteza terrestre se cree que es entre el 0.06 % y el 0.10 % y, se considera el elemento 13 por orden de abundancia en la corteza terrestre.

En el suelo se presenta tanto en forma orgánica como inorgánica (Figura 7), de manera que el primero representa más del 95 % del total en la mayoría de los suelos de las regiones húmedas y templadas (Mitchell et al, 1992); de todos modos la proporción de azufre inorgánico varía enormemente según el tipo de suelo (Zhao et al., 1996) y la profundidad del suelo. El conocimiento de la naturaleza y características de la fracción orgánica de azufre del suelo es de gran importancia, ya que estos compuestos gobiernan

el azufre disponible para las plantas, de manera que esta fracción orgánica es mineralizada (Sakadevan et al., 1993) por la acción de los organismos heterótrofos (bacterias, hongos), que a través de transformaciones tanto aeróbicas como anaeróbicas, liberan azufre, en forma de compuestos inorgánicos (H_2S) y orgánicos (mercaptanos).

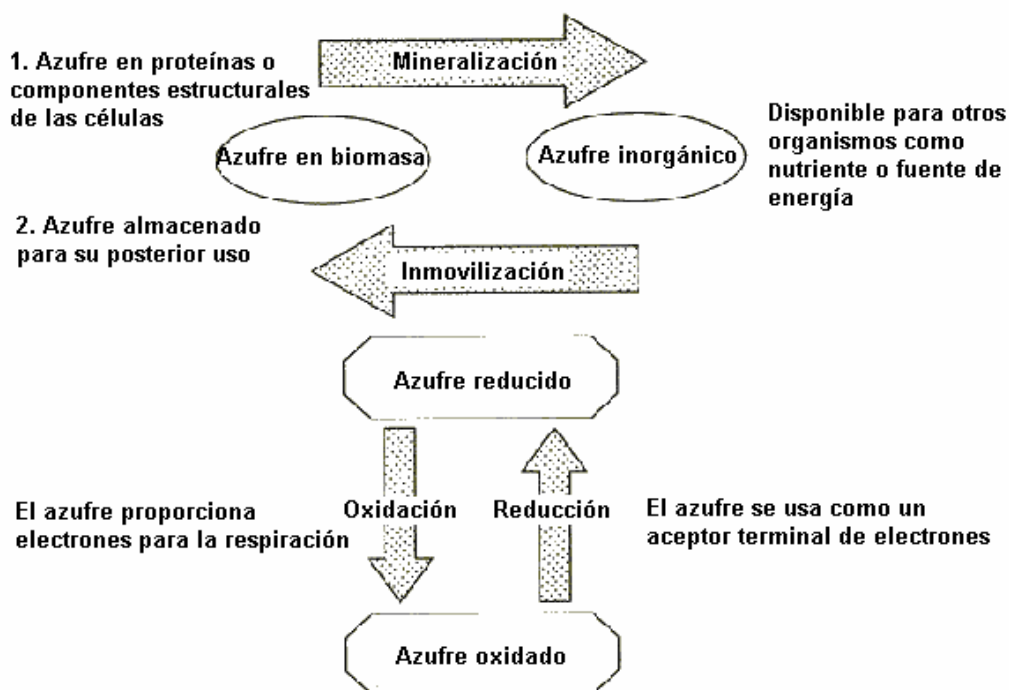


Figura 7. Las 4 principales transformaciones biológicas del azufre. De Siciliano y Germida (2005).

Una de las principales fuentes de azufre en el suelo es la adición de éste elemento al mismo. El azufre se oxida en los suelos por medio de una serie de procesos químicos y bioquímicos (Zhao y McGrath, 1994), de los que los más importantes son las reacciones microbianas (Zhao et al., 1996). Mediante estos procesos, los microorganismos del suelo reciben azufre (elemento indispensable para que efectúen la síntesis de aminoácidos) a partir de la descomposición de los compuestos de azufre, dejando azufre disponible para las plantas en la única forma en que es asimilable para éstas, es decir como sulfato. Los microorganismos implicados en la oxidación del azufre elemental pertenecen a 3 grupos (Zhao et al., 1996):

- a) Quimiolitotrofos: dentro de este grupo es fundamental la contribución de los organismos del género *Thiobacillus*.

- b) Fotoautótrofos: algunas especies de algas verdes.
- c) Heterótrofos: lo que incluye un amplio grupo de bacterias y hongos.

Los organismos quimiolitotrofos y fotoautótrofos son los principales responsables del proceso de oxidación del azufre en suelos en condiciones aerobias.

La reacción es la siguiente:



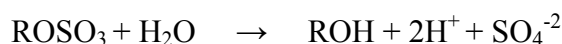
La reacción viene mediada por las sulfatasas, que son un grupo de enzimas que reaccionan con diferentes sustratos.

Arilsulfatasa

Las sulfatasas son determinantes en la mineralización de los compuestos presentes en el suelo que contienen azufre; hidrolizan los sulfatos orgánicos, de manera que proporcionan a las plantas azufre disponible (Freney et al., 1975). Las sulfatasas pueden ser de origen animal, vegetal y microbiano, aunque son mayoritariamente de origen microbiano (Kertesz, 1999; Speir, 1976). En el suelo se presentan predominantemente de forma extracelular y se encuentran fuertemente relacionadas con su contenido en materia orgánica, su contenido de azufre total y su capacidad de intercambio catiónico (Tabatabai y Bremner, 1970).

En la naturaleza se encuentran diversos tipos de sulfatasas: Arilsulfatasas, alquilsulfatasas, esteroidesulfatasas, mirosulfatasas, etc.

De entre estos tipos de sulfatasas, la arilsulfatasa (E.C. 3.1.6.1) fue el primer grupo enzimático descubierto y por lo tanto, predominantemente estudiado, siendo detectada por primera vez en los suelos por Tabatabai y Bremner (1970). La arilsulfatasa del suelo es un conjunto enzimático de baja densidad que cataliza la hidrólisis de éster sulfatos, tanto aromáticos como no aromáticos, mediante división del enlace O-S, liberando fenoles y el anión sulfato, según la siguiente reacción:



Los éster sulfatos comprenden entre el 40 y el 70 % del azufre presente en los suelos (Tabatabai y Bremner, 1970; Stott y Hayerdorn, 1980; Tabatabai, 1994).

La importancia de la arilsulfatasa radica en que permite a plantas (Freny et al., 1975), bacterias y hongos (Dogson et al., 1982) del suelo satisfacer su necesidad de ion sulfato y degradar ciertos compuestos xenobióticos (Kertesz et al., 1994) cuya presencia puede ser negativa para ellos.

Existen gran cantidad de microorganismos rizosféricos que son capaces de producir sulfatasas exocelulares (Gupta, 1989), entre los que destacan el grupo de las Pseudomonales tales como *Pseudomonales putida* y *Pseudomonales aeruginosa*. En ocasiones se ha considerado como un indicador indirecto de la actividad de los hongos (Bandick y Dick, 1999), ya que sólo estos, y nunca las bacterias, contienen el sustrato de la arilsulfatasa.

La actividad arilsulfatasa del suelo disminuye marcadamente con la profundidad del suelo (Stott y Hayendorm, 1980), ya que muestra correlaciones significativas con el contenido en carbono orgánico (Klose et al., 1999; Kersetz, 1999). También se encuentra correlacionada con el nitrógeno total del suelo, capacidad de intercambio catiónico y carbono asociado a la biomasa microbiana (Klose et al., 1999).

Gupta et al. (1988) indican que las adiciones de azufre disminuyen la actividad de esta enzima.

Asimismo se ha encontrado variabilidad estacional de esta enzima, de manera que presenta mayores valores de actividad cuando la humedad es más alta (Whalen y Warman, 1996; Cooper, 1972).

1.2.7. Estudio de las propiedades bioquímicas de suelos gallegos como indicadores de calidad

Sobre las propiedades bioquímicas se han llevado a cabo algunos trabajos, como los publicados por Trasar-Cepeda (1987) y Trasar-Cepeda y Gil-Sotres (1987) acerca de la distribución de las formas de P orgánico, inorgánico y fofomonoesterasa en los suelos gallegos y de los mecanismos que las condicionan. Los resultados de estos trabajos

indican que en estos suelos predominan las formas orgánicas de P sobre las inorgánicas y que son los mecanismos edáficos y biológicos los que controlan el ciclo de este elemento. Estudiando la variación anual de las formas de P no observan diferencias significativas entre suelos bajo diferentes vegetaciones. En lo referente a la actividad fosfomonoesterasa, se concluye que la fosfatasa ácida es la predominante en los suelos gallegos (ya que éstos presentan generalmente pH ácido), de modo que la actividad de la fosfatasa alcalina es muy baja.

Además, se han realizado otros trabajos sobre alguna de las propiedades bioquímicas estudiadas en esta tesis, pero siempre ha sido en suelos desarrollados bajo otro tipo de vegetación, como por ejemplo los trabajos de Díaz-Raviña (1990) y Díaz-Raviña et al. (1993), que se centran en el estudio de la biomasa y actividad microbiana en ecosistemas edáficos, pero limitándose a diversos tipos de bosque y a matorral o los trabajos de Saá (1995), de Prieto-Fernández (1996) y de Basanta et al. (2002) sobre ecosistemas forestales quemados. También se han efectuado estudios de mineralización de nitrógeno, como el caso de González-Prieto et al. (1995) y existen trabajos de caracterización de la actividad bioquímica de suelos de mina (Gil-Sotres et al., 1992). En otras ocasiones, se han efectuado trabajos para mejorar las técnicas de determinación de las propiedades bioquímicas del suelo como por ejemplo los de Trasar-Cepeda et al. (1999) en el caso de la actividad catalasa o de González-Prieto et al. (1994) en el caso de la mineralización de nitrógeno.

En Galicia los estudios de propiedades bioquímicas más recientes que existen son una base de datos en los que se caracterizan de un modo exhaustivo un elevado número de suelos desarrollados bajo vegetación clímax de *Quercus robur*, analizando tanto propiedades físicas y químicas como un amplio abanico de propiedades biológicas y bioquímicas referentes a los parámetros bioquímicos generales y a las actividades enzimáticas de tipo hidrolítico (Leirós et al., 2000; Trasar-Cepeda et al., 2000), así como otra de suelos bajo bosques de repoblación de eucaliptales y pinares (Miguéns-Vázquez, 2005). Los trabajos efectuados sobre calidad del suelo desde el punto de vista bioquímico en los suelos bajo vegetación clímax han llevado a la creación de un índice de calidad bioquímica para estos suelos (Trasar-Cepeda et al., 1998).

Sin embargo, casi no existen estudios amplios de estas propiedades en suelos de prado, ya que el único trabajo existente hasta el momento es el de Díaz-Molina (2003),

que se limita a una zona geográfica muy concreta y además fue realizado únicamente sobre suelos de uso praterense de elevada intensidad de manejo.

1.3. EFECTO DEL MANEJO SOBRE LA CALIDAD DEL SUELO

La actividad humana, particularmente el manejo del suelo, es la mayor responsable de la degradación física, química y biológica del suelo (Leita et al., 1999), modificando su nivel de calidad (Granatstein y Bezdicek., 1992) y causando un descenso en la capacidad de producir cosechas (Parr et al., 1992). Generalmente, la estimación de los efectos del manejo sobre la calidad del suelo han estado basados en la medida de los contenidos del carbono y del nitrógeno del suelo, comparando estas medidas con las de un suelo de referencia que haya permanecido bajo vegetación clímax (Gregorich et al., 1997). Sin embargo, en la actualidad se considera que las propiedades biológicas son mucho más sensibles a los efectos del manejo que la propia materia orgánica (Nannipieri, 1994; Dick, 1994), ya que el manejo del suelo influye en los procesos microbianos que tienen lugar en él y en la calidad y cantidad de los residuos que entran en el suelo, su distribución espacial y temporal y altera los *inputs* de nutrientes (Christensen, 1996). Desafortunadamente, el efecto del manejo afecta a veces de manera diferente a cada propiedad bioquímica.

1.3.1. Fertilización

El empleo de enmiendas orgánicas o inorgánicas se usa para incrementar la disponibilidad de nutrientes para las plantas. El empleo de fertilizantes influye directamente en las comunidades microbianas presentes en el suelo a través de cambios en la disponibilidad de nutrientes (Lovell et al., 1995), lo que hace lógico pensar que esta influencia debe trasladarse a las medidas de las propiedades bioquímicas del suelo.

Es indudable que las aplicaciones de fertilizantes en los suelos de prado han originado un incremento en su productividad. Las especies vegetales dominantes en los suelos de prado fertilizados están generalmente adaptadas a condiciones de elevada fertilidad y no crecen adecuadamente en suelos infértiles y/o ácidos. Por ello es necesario encalar y fertilizar los suelos en las etapas iniciales de desarrollo de un prado. Una vez alcanzado un nivel de fertilidad adecuado en éste es preciso mantener las

aplicaciones de fertilizante para alcanzar un elevado nivel de productividad, ya que el prado sufre pérdida de nutrientes debido al pastoreo, de manera que la productividad de los prados que no reciben grandes cantidades de fertilizantes se ve, al menos en algunas estaciones, limitada por la deficiencia de nitrógeno (Steele, 1982). Sin embargo, en la actualidad, existe un gran interés en el desarrollo de estrategias de manejo agrícola encaminadas a promover la auto-regulación del propio ecosistema, en lugar de basarse en la adición de fertilizantes o pesticidas. Para que esto sea posible es necesario manipular la biota del suelo para mejorar los procesos biológicos del suelo, como la descomposición de la materia orgánica y la mineralización, que son los que proporcionan nutrientes a las plantas. Para conseguir este objetivo es necesario promover una comunidad microbiana del suelo que se parezca lo más posible a la de los ecosistemas naturales, en los que existe una comunidad microbiana del suelo dominada por rutas de descomposición fúngicas (Bardgett et al., 1996). De este modo el suelo requerirá pocas enmiendas y se producirá una autorregulación en el funcionamiento del ecosistema (Yeates et al., 1997a).

1.3.1.1. Fertilización orgánica

Los suelos en los que se emplean enmiendas orgánicas generalmente poseen actividades enzimáticas más elevadas (Fauci y Dick, 1994) y una mayor cantidad de carbono asociado a la biomasa bacteriana (Rasmussen et al., 1989) que aquellos en los que se emplean enmiendas inorgánicas o con respecto a suelos que no han recibido ningún tipo de enmienda orgánica (Dick et al., 1988). La actividad microbiana del suelo se ve fuertemente incrementada por la adición de enmiendas orgánicas a través de la modificación de las características físicas del suelo y de la adición de fuentes de carbono y de nitrógeno fácilmente disponibles (Fraser et al., 1988), de modo que el empleo de enmiendas orgánicas sólo se ha encontrado perjudicial para la actividad biológica cuando la propia enmienda adiciona metales pesados al suelo (Perucci, 1992).

Las enmiendas orgánicas aumentan la concentración de sustratos lábiles en el suelo y provocan a corto plazo un incremento en la actividad de varias enzimas (Kandeler et al., 1999), como se ha indicado anteriormente, de manera que, de acuerdo con Kandeler et al. (1994), las actividades enzimáticas más favorecidas por este tipo de manejo son las del ciclo del nitrógeno. De todas formas los incrementos de actividad

que provocan las enmiendas orgánicas no son muy duraderos (Lovell y Hatch, 1998). Los diferentes tipos de enmiendas presentan diversas composiciones de materia orgánica, por ejemplo con una relación C/N distinta, lo que afecta a la tasa de descomposición y puede cambiar la estructura de la comunidad microbiana (Marschner et al., 2003).

Sin embargo, debe tenerse en cuenta que no siempre una dosis elevada es la mejor, ya que parece que la dosis de fertilizante empleada influye de forma importante en el efecto sobre este tipo de propiedades. Schipper y Sparling (2000) encontraron que los prados permanentes que se fertilizan con dosis moderadas presentan mayores niveles de propiedades bioquímicas generales que aquéllos con una dosis de fertilizante muy elevada.

En el caso concreto de las adiciones de purín, Carballas et al. (1983), llegaron a la conclusión de que su adición al suelo estimula la actividad biológica de este último, aunque encontraron que el efecto de esta adición era efímero y desaparecía a las pocas horas de añadir purín.

1.3.1.2. Fertilización inorgánica

Los fertilizantes inorgánicos incrementan la producción de biomasa de las plantas, lo que origina una mayor exudación de compuestos a la rizosfera en la etapa de crecimiento de las mismas, lo que a su vez incrementa la cantidad de residuo devuelto al suelo cada año e incrementa la actividad biológica (Dick, 1992). Sin embargo, a largo plazo, la fertilización mineral puede disminuir la actividad microbiana del suelo, ya que se pueden reprimir alguna de las enzimas involucradas en el ciclo de los nutrientes (Dick, 1992). Debido a esto, se ha desaconsejado el empleo de fertilizantes inorgánicos sin que se añada algún tipo de enmienda orgánica (Dick et al., 1988), ya que reduce la biomasa microbiana del suelo y disminuye la actividad de algunas enzimas como la ureasa y la amidasa (Dick, 1992). De acuerdo con Olander y Vitousek (2000) cuando en el suelo existe una baja disponibilidad de nutrientes se induce la producción de enzimas y cuando la cantidad de nutrientes es elevada los enzimas disminuyen su actividad y la mineralización se ralentiza lo que puede explicar que los niveles de actividad enzimática sean significativamente mayores en suelos en donde no se ha aplicado fertilización inorgánica (Bolton et al., 1985)

1.3.2. Efecto del corte de prado

Se sabe que el corte del prado presenta un efecto muy variado en la ecofisiología de las plantas, pudiendo afectar a la cantidad y a la calidad de los recursos disponibles para los microorganismos del suelo; por ejemplo, la defoliación puede reducir la biomasa radicular (Ruess, 1988; Guitián y Bardgett, 2000), incrementando la masa de detritus de raíces en el suelo (Todd et al., 1992) y produciendo una alteración de las concentraciones radiculares de carbono y nitrógeno (Seastedt et al., 1988) que afecta a la cantidad de carbono liberada como exudados radiculares (Hamilton y Frank, 2001). En respuesta a estos cambios, se producen alteraciones en la biomasa microbiana del suelo, tanto si el corte se produce debido a defoliación por parte de herbívoros, como si es de acción antropogénica. Sin embargo no existe un consenso sobre la respuesta de las propiedades bioquímicas del suelo al corte del prado, de manera que se han encontrado tanto aumentos en la actividad y la biomasa microbiana del suelo (Holland, 1995; Bardgett et al., 1997; Mawdsley y Bardgett, 1997) como una respuesta negativa de este tipo de propiedades (Holt, 1997; Northup et al., 1999) o ningún tipo de efecto (Wardle y Barker, 1997, Kuzyakov et al., 2002). Estos efectos contradictorios pueden ser explicados porque la abundancia de microorganismos en el suelo depende de la planta que es defoliada (Guitián y Bardgett, 2000), ya que la cantidad de residuos vegetales adicionada a los suelos varía con las especies de hierbas (Thomas y Asakawa, 1993).

1.3.3. Efecto del resembrado

Los prados de alta intensidad de manejo gallegos sufren en muchas ocasiones un proceso de resiembra anual o bianual. Este proceso de resembrado está compuesto de varios subprocesos; de entre todos ellos, el efecto del arado es el que da lugar a mayores cambios en la población microbiana del suelo.

Como apunta Haynes (1999), el efecto del manejo en un prado de alta intensidad de manejo es el resultado del balance entre la entrada en el suelo de aportes de materia orgánica debido al empleo de fertilizantes (Haynes y Williams, 1993) y la ruptura de materia orgánica debido al empleo del arado. Como se sabe, el empleo del arado incrementa la aeración y rompe agregados en el suelo, exponiendo materia orgánica que estaba previamente protegida por la estructura de agregados a un ataque microbiano (Davidson, 1986; Haynes y Beare, 1996) y por lo tanto disminuyendo los valores de

esta propiedad en el suelo, además de romper células microbianas y mezclar las capas del suelo más ricas en materia orgánica con capas más pobres y afectar el régimen de temperatura del suelo (Khan, 1996). La disminución de materia orgánica debido al empleo del arado da como resultado una peor estructura del suelo, una disminución de su capacidad de retención de agua y de su capacidad de infiltración y un aumento de la compactación (Lal, 1999).

Los procesos y consecuencias de la disminución de materia orgánica en el suelo dan lugar a una disminución de los niveles de varias propiedades bioquímicas (Haynes, 1999a), de manera que se ha encontrado que los suelos menos arados generalmente contienen mayor biomasa y actividad enzimática que aquellos en los que esta práctica se efectúa con más frecuencia (Smith y Paul, 1990; Jensen et al., 1996), ya que poseen una mayor estabilidad estructural (Drury et al., 1991). Además en los suelos menos disturbados se establecen redes de hifas de hongos que contribuyen a aumentar la biomasa (Holland y Coleman, 1987). Según Giller (1996) la disminución de estas propiedades bioquímicas tiene su origen en la compactación del suelo y en la interrupción del acceso de los microorganismos a sustratos. En el caso de la respiración y del nitrógeno mineralizable se ha encontrado el mismo efecto que para las enzimas y biomasa, de manera que se observan mayores valores de propiedades bioquímicas en suelos que sufren una mínima alteración por empleo del arado (Carter y Rennie, 1982), resultados idénticos a los indicados por Dick (1994), para varias enzimas de los ciclos del carbono, del nitrógeno, del fósforo y del azufre.

A pesar de que, como se ha indicado, la labranza del suelo disminuye a largo plazo el contenido en materia orgánica del suelo, a corto plazo no está tan claro que el efecto sea siempre negativo. Adu y Oades (1978) indican que más del 90 % de la materia orgánica puede ser inaccesible para la microbiota del suelo y las enzimas extracelulares. Sin embargo, la disrupción física causada por el empleo del arado causa un notable flujo de respiración microbiana (Mills y Fey, 2004) como resultado de una mayor interacción entre los microorganismos y sustratos del suelo que anteriormente no se encontraban disponibles. En ocasiones también se ha encontrado un incremento de nitrógeno mineralizado como consecuencia del empleo del arado (Silgram y Shepherd, 1999).

Por último, cabe destacar que los sistemas de mínima labranza (que sólo realizan pequeños movimientos de tierra mediante un cultivador) causan una menor disminución

de las propiedades bioquímicas del suelo que los sistemas de labranza tradicional (Monreal y Bergstrom, 2000), lo que se debe a una menor alteración del suelo.

1.3.4. Efecto del pastoreo

De acuerdo con Hart y Loveland (1989) los animales al pastar ejercen cuatro acciones fundamentales sobre el prado:

- a) La defoliación de la hierba reduce la capacidad fotosintética, debido a lo que puede reducir el desarrollo radicular, almacenamiento de carbohidratos (Rains et al., 1975) y fijación de nitrógeno, aunque algunos autores como Schuman et al. (1999) sostienen que el pastoreo incrementa los exudados radiculares.
- b) El pisoteo daña el tejido de las plantas, incrementa la densidad del suelo y aminora la velocidad de infiltración de agua.
- c) La selectividad, eligiendo alimentarse de una u otra especie vegetal afecta a la predominancia de éstas.
- d) La excreción concentra las deyecciones del ganado en áreas pequeñas y afecta a la palatabilidad y al ciclo de nutrientes, ya que debe tenerse en cuenta que el ganado tiene tendencia a frecuentar ciertas partes del prado sobre otras (Afzal y Adams, 1992).

Además debe tenerse en cuenta que bajo este tipo de manejo existe un gran *turnover* de nutrientes, ya que hasta 2/3 retornan al prado como excreciones, tras ser ingeridos por los rumiantes (Till y Kennedy, 1981).

Como consecuencia de estas acciones se produce un cambio en la abundancia y distribución de la microfauna y mesofauna del suelo (Bardgett et al., 1993), lo que a su vez origina cambios en las propiedades bioquímicas. Haynes y Williams (1993) indican en una amplia revisión bibliográfica sobre el efecto del pastoreo en los suelos de prado que éste incrementa la materia orgánica y promueve la actividad biológica de los mismos. El efecto del pastoreo en algunas propiedades bioquímicas ha sido evaluado

por Haynes y Williams (1999), en un trabajo posterior, que concluyen que en las áreas de la pradera en donde se producen un mayor pastoreo se genera un incremento de biomasa microbiana, respiración y varias enzimas, debido a una mayor velocidad de *turnover* de los nutrientes causada por la entrada en el suelo de deyecciones provenientes del ganado. Otros estudios también demuestran un efecto positivo del pastoreo sobre la mineralización de nitrógeno (Tracy y Frank, 1998), debido al *input* en el suelo de heces fácilmente descomponibles ricas en nitrógeno (Semmartin y Oesterheld, 2001) y por la incorporación de restos vegetales a la materia orgánica del suelo debido al pisoteo ejercido por los herbívoros (Zacheis et al., 2002). Sin embargo, en prados donde se produce un pastoreo excesivamente intensivo puede producirse degradación del suelo, originándose en este caso una disminución tanto de las propiedades bioquímicas del suelo (Cao et al., 2002) como de la materia orgánica (Conant et al., 2001).

1.3.5. Efecto del abandono de los suelos de prado

El abandono de los prados durante un tiempo prolongado y su consiguiente invasión por parte de especies arbustivas reduce el tamaño y actividad de la biomasa microbiana (Bardgett et al., 1997) así como las velocidades de descomposición de la materia orgánica y de la mineralización de nutrientes (Lovell et al., 1995; Zeller et al., 1997). Estos cambios se deben, principalmente, a cambios en la comunidad vegetal del prado (Hill et al., 1991). Así, el cese del manejo conlleva la aparición de especies vegetales que originan un *input* de residuos al suelos de baja calidad, debido, principalmente, a la alta relación C/N que presentan sus residuos vegetales (Bardgett et al., 1996; Frank y Goffman, 1998), lo que hace que el sustrato disponible para el crecimiento microbiano sea pobre (Zeller et al., 1997). Además, los cambios en la exudación radicular y en la eficacia de la vegetación para tomar nutrientes también originarían cambios en la comunidad microbiana del suelo (Wardle et al., 1998). Otro factor que explica la disminución de las propiedades bioquímicas en los suelos de prado abandonados es que en éstos se deja de producir pastoreo, que, como se vio anteriormente, es una práctica que incrementa la actividad microbiana del suelo (Mawdsley y Bardgett, 1997). Sin embargo, en ocasiones (Zeller et al., 2001), no se han encontrado cambios en la comunidad microbiana del suelo ocasionados por el abandono de los suelos de prado.

1.3.6. Efecto de la intensidad de manejo

Al respecto del efecto de la intensidad de manejo en las propiedades bioquímicas cabe destacar que en la bibliografía se indica, generalmente, que los prados de baja intensidad de manejo poseen comunidades microbianas más extensas y más activas que los prados de elevada intensidad de manejo (Yeates et al., 1997a). Tanto Lovell et al. (1995), como Bardgett et al. (1999) y Grayston et al. (2001) encuentran que los prados de elevada intensidad de manejo presentan un menor nivel de biomasa que aquéllos sometidos a una baja intensidad de manejo, aunque otros autores encuentran mayor nivel de actividad en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo (Holt, 1997). Esto se explica por la mayor diversidad botánica que presentan los prados de baja intensidad de manejo con respecto a los drásticamente fertilizados (Bardgett y Shine, 1999; Rodwell, 1992) lo que hace que en los primeros exista un suministro de restos de descomposición vegetal de mayor calidad (Mawdsley y Bardgett, 1997; Yeates et al., 1997b). De todos modos Lovell et al. (1995) también apuntan que la causa de esta diferencia entre niveles de actividad microbiana podría deberse a que un exceso de fertilizantes podría ocasionar alteraciones directas en la comunidad microbiana del suelo a través de cambios en la disponibilidad de nutrientes. Además, debe tenerse en cuenta que una fertilización nitrogenada intensa conlleva una disminución en la masa radicular de la hierba del prado y, por lo tanto, a una disminución del carbono que entra en el suelo proveniente de las raíces (Ennik et al., 1980).

Además, en varios estudios de prados situados en zonas de clima templado se ha observado un incremento en el ratio de biomasa fúngica con respecto a biomasa bacteriana en los suelos que no han sido fertilizados durante un largo periodo de tiempo con respecto a aquellos que son periódicamente fertilizados (Lovell et al., 1995; Bardgett et al., 1993), lo que sugiere que en los prados no fertilizados los hongos juegan un papel predominante en los procesos de descomposición y del ciclo de nutrientes, mientras que en el caso de los prados fertilizados este rol lo desempeñan las bacterias.

1.4. JUSTIFICACIÓN DEL TRABAJO DE TESIS

Actualmente, el conocimiento de los prados gallegos se limita al rendimiento que éstos presentan y a las características agrícolas de algunos cultivos (Piñeiro y Pérez, 1993; Piñeiro, 1994b; Mosquera y González 1995), estudios de diversidad de flora

(Fraga et al. 2000; 2002) o de la dinámica del fósforo (Trasar-Cepeda et al., 1986); de manera que existe un absoluto desconocimiento sobre el nivel de calidad de los suelos de uso pratense gallegos, exceptuando el estudio de Díaz-Molina (2003). Además, en la actualidad se sabe que la elevada disponibilidad de nitrógeno a la que ha dado lugar la elevada intensidad de manejo ha reducido la diversidad botánica de este tipo de prados (Stevens et al., 2004; Fraga et al., 2002), cambiando la dominancia de la microfauna del suelo (Grayston et al., 2001). Como se ha visto anteriormente, existen muy pocos trabajos en los que se estudie el efecto del manejo en los suelos de prado sobre las propiedades bioquímicas del suelo, particularmente en el caso de la actividad de los enzimas, ya que los estudios sobre efecto del manejo en suelos generalmente no se efectúan en parcelas que se han sometido durante gran cantidad de tiempo a ese manejo, como es el caso de este trabajo. Por tanto, esta tesis estudia el nivel de calidad de los suelos sometidos a un uso extraordinariamente importante en Galicia, no sólo desde el punto de vista económico, si no que completa un vacío existente sobre el efecto del manejo de los suelos de prado en sus propiedades bioquímicas.

Además, debe tenerse en cuenta que existen evidencias de que muchos suelos destinados a uso pratense en otras partes del mundo no están siendo manejados de forma medioambientalmente sostenible (Williams y Chartres, 1991), lo que hace que éstos estén sufriendo un proceso de degradación (Tothill y Gillies, 1992), por lo que sería interesante averiguar si en los suelos de prado gallegos puede estar ocurriendo el mismo proceso degradativo que se da en muchas regiones por uso excesivamente intensivo del suelo (Holt, 1997), ya que el problema de sobreexplotación y manejo inadecuado de los prados origina (Oldeman, 1994) o ha originado (Abril y Bucher, 1999) en ocasiones problemas de degradación del suelo.

MATERIAL Y MÉTODOS

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. MATERIAL

Para conseguir los objetivos de este trabajo se han planteado dos diseños experimentales complementarios.

Para proceder a la *caracterización general de las propiedades bioquímicas de los suelos de prado gallegos* se muestrearon 64 suelos de prado recogidos por toda la superficie geográfica gallega, con el objeto de que representasen una gran variedad de materiales de partida y de condiciones climáticas para hacer el muestreo lo más representativo posible. Estos suelos fueron divididos en dos grupos de acuerdo con el manejo que se efectuaba en la parcela, de manera que 35 de los suelos corresponden a prados de alta intensidad de manejo y 29 de los suelos son de prados de baja intensidad de manejo, de acuerdo con los criterios de manejo y composición botánica descritos en la introducción.

La segunda de las experiencias consistió en el *seguimiento anual de las propiedades bioquímicas de los suelos de prado gallegos*. Esta experiencia se realizó para poder establecer los efectos de la fertilización y del manejo a lo largo del año sobre las propiedades biológicas y bioquímicas de los suelos de prado gallegos, así como conocer en qué época del año estos valores se aproximan más a su valor de promedio anual (es decir, establecer la dinámica estacional que siguen estas propiedades). Para ello se seleccionaron seis parcelas de suelo, situadas en tres municipios diferentes, de forma tal que en cada municipio se estudiaron dos prados, uno en el que periódicamente se efectúan fertilizaciones con purín y otro en el que esta práctica no se lleva a cabo. El periodo de evaluación de dichas propiedades se inició en septiembre de 2003 y concluyó en noviembre de 2004.

2.1.1. Localización de los suelos y material de partida: caracterización general de las propiedades bioquímicas de los prados gallegos

Las características de los suelos muestreados en la primera experiencia se encuentran descritas en el ANEXO 1, en donde se muestra una ficha para cada suelo en la que se incluye la situación y características del sitio en el que se efectuó la toma de

muestra, datos climáticos de esa zona y las propiedades generales y bioquímicas de la muestra. Los suelos se muestrearon en 8 días (4 de febrero, 24 de febrero, 29 de marzo, 12 de abril, 26 de abril, 20 de mayo, 2 de junio y 15 de junio de 2005), de forma que en cada jornada de campo se tomaron 8 suelos que fueron numerados según el orden de toma de muestra, hasta completar un total de 64 muestras, 35 de las cuales fueron tomadas en prados de elevada intensidad de manejo, mientras que 29 muestras se tomaron en prados de baja intensidad de manejo. Los suelos se muestrearon a diversas altitudes y sobre diversos materiales de partida, con objeto de eliminar las diferencias que la topografía y el material de partida originan sobre características físicoquímicas como la textura y el pH que son fundamentales a la hora de determinar el tamaño y actividad de la comunidad microbiana del suelo (van Veen et al., 1985). En la Figura 8 se pueden observar la distribución de frecuencias de los prados según la altitud a la que han sido muestreados, mientras que en la Figura 9 se puede observar el material de partida que presentan los suelos y en la Figura 10 puede apreciarse la distribución geográfica de las muestras.

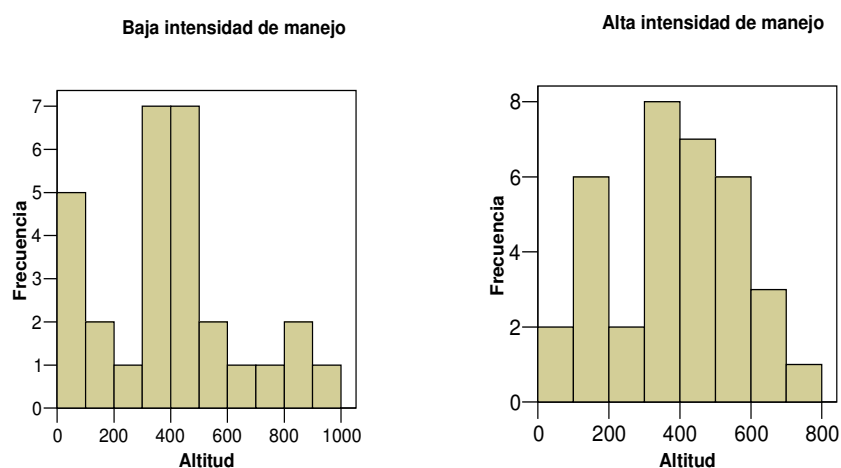


Figura 8. Distribución de las muestras según intervalos de altitud (metros) para prados de baja intensidad de manejo y prados de elevada intensidad de manejo.

En el caso de los suelos de prado de baja intensidad de manejo las muestras se recogieron a una altitud entre 10 y 950 metros sobre el nivel del mar, con la mayor parte de los suelos muestreados entre los 300 y los 500 metros de altitud, mientras que para los suelos de prados de elevada intensidad de manejo, las muestras recogidas se distribuyeron entre 70 y 780 metros de altitud sobre el nivel del mar, encontrándose

también la mayor parte de las muestras recogidas entre las altitudes de 300 y 500 metros.

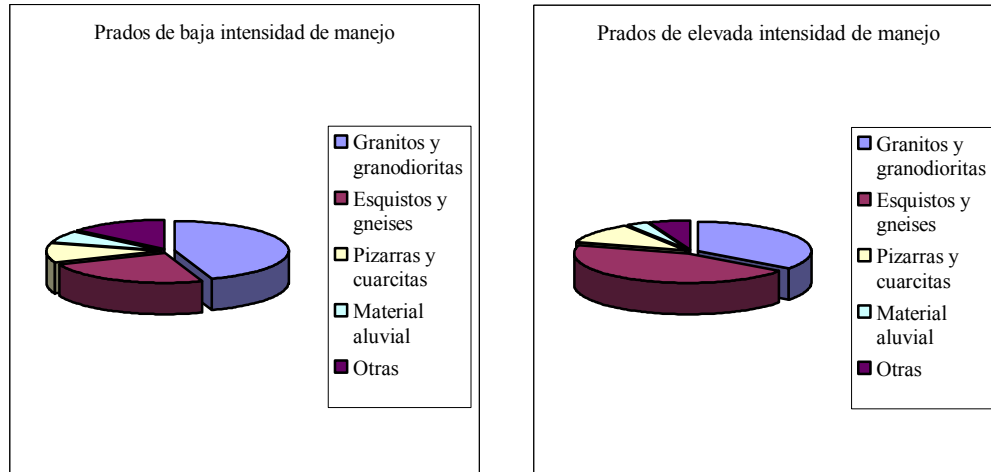


Figura 9. Distribución porcentual de los suelos según el material de partida.

Con respecto al material de partida (Figura 9), en el caso de los prados de baja intensidad de manejo un 45 % de las muestras correspondió a suelos desarrollados sobre granitos y granodioritas, un 24 % sobre esquistos y gneises, un 10 % sobre pizarras y cuarcitas, un 7 % sobre material aluvial y un 14 % sobre otros materiales de partida. En el caso de los prados de elevada intensidad de manejo predominan los suelos desarrollados sobre esquistos y gneises, ya que un 42 % de las muestras tienen este origen y un 33 % de las muestras correspondió a suelos desarrollados sobre granitos y granodioritas, un 11 % sobre pizarras y cuarcitas, un 3 % sobre material aluvial y un 6 % sobre otros materiales de partida.

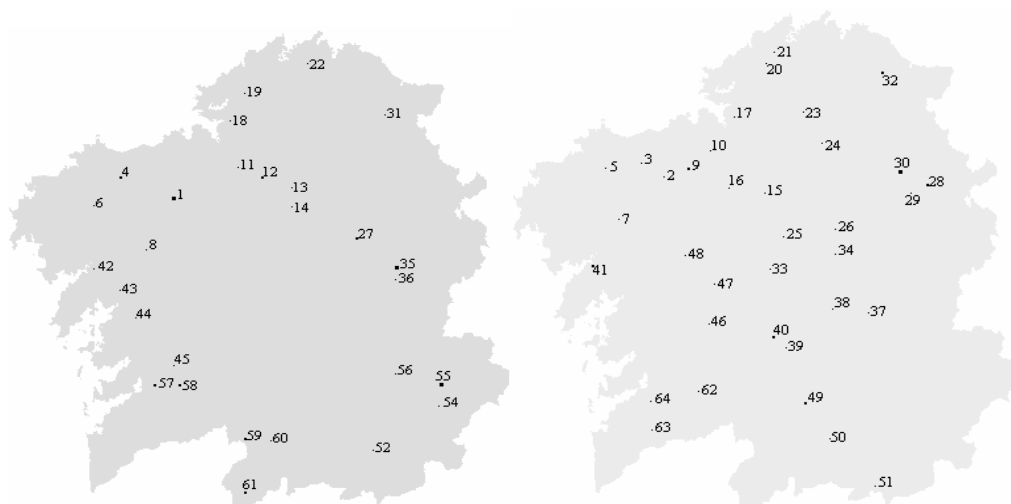


Figura 10. Distribución geográfica de los 64 puntos de muestreo. A la izquierda se muestran los 29 suelos de prado de baja intensidad de manejo y a la derecha los 35 suelos de elevada intensidad de manejo.

2.1.2. Seguimiento anual de las propiedades bioquímicas en los suelos de prado gallegos

Para efectuar la segunda experiencia se escogieron 6 parcelas de pequeño tamaño (de 0.5 a 1 hectárea).

Los seis prados estudiados en esta experiencia son Cambisoles Húmicos (FAO, 1998), muestreados en tres municipios diferentes (ver Figura 11), de manera que en cada municipio se muestreó un prado de elevada intensidad de manejo, con vegetación de raigrás y trébol, y un prado de baja intensidad de manejo, con una cubierta vegetal que es exponente de la mezcla de gramíneas que existe en los prados seminaturales gallegos (Fraga et al., 2002).

1. Municipio de Boimorto:

Monte da Rúa Nova: Prado fertilizado. Sus coordenadas geográficas son 8° 7' 28'' de longitud O y 43° 2' 3'' de latitud N, situado a una altitud de 500 metros sobre el nivel del mar y con una orientación sudoeste. En adelante este prado se designará como Boimorto fertilizado (Boimorto F).

Os Bouzás: Prado no fertilizado. Sus coordenadas geográficas son 8° 8' 10'' de longitud O y 43° 1' 40'' de latitud N, situado a una altitud de 390 metros sobre el nivel del mar y con una orientación noroeste. En adelante este prado se designará como Boimorto sin fertilizar (Boimorto NF). El material de partida de estos suelos es esquistos de Órdenes.

2. Municipio de Trabada

Los prados estudiados se encuentran casi contiguos, por lo que la descripción es común para ambos. Sus coordenadas geográficas son 7° 10' 42'' de longitud O y 43° 24' 38'' de latitud N, situados a una altitud de 240 metros sobre el nivel del mar. El material de partida de estos suelos son pizarras de Luarca.

Estos prados serán designados en adelante como Trabada fertilizado (Trabada F) y Trabada sin fertilizar (Trabada NF).

3. Municipio de Rodeiro

Los prados estudiados se encuentran situados muy próximos uno a otro, por lo que la descripción es común para ambos. Sus coordenadas geográficas son 7° 58' 17'' de longitud O y 42° 41' 27'' de latitud N, situados a una altitud de 620 metros sobre el nivel del mar. El material de partida de estos suelos son esquistos micáceos y cuarcíticos.

Estos prados serán designados en adelante como Rodeiro fertilizado (Rodeiro F) y Rodeiro sin fertilizar (Rodeiro NF).

La toma de muestra se efectuó en los días 9 de septiembre, 31 de octubre, 25 de noviembre, 29 de diciembre del año 2003 y en los días 27 de enero, 27 de febrero, 7 de abril, 28 de abril, 28 de mayo, 24 de junio, 22 de julio, 2 de septiembre, 1 de octubre y 28 de octubre de 2004 en el caso de los suelos recogidos en el municipio de Boimorto, mientras que en el caso de los suelos de Rodeiro se eliminó el muestreo del 9 de septiembre de 2003 efectuándose en su lugar uno el 23 de septiembre de 2003.

En el caso de los suelos recogidos en Trabada las fechas de muestreo son las siguientes: 14 de septiembre, 2 de noviembre, 27 de noviembre del año 2003, 1 de enero, 1 de febrero, 29 de febrero, 10 de abril, 2 de mayo, 23 de mayo, 27 de junio, 21 de julio, 5 de septiembre, 4 de octubre y 1 de noviembre del año 2004.

En la Figura 11 se puede observar la localización de las localidades de Boimorto, Trabada y Rodeiro, mientras que en la Tabla 6 se puede observar el manejo que siguieron estos prados durante el periodo de evaluación de sus propiedades bioquímicas.

Suelo	Previo	Sept 03	Oct 03	Nov 03	Dic 03	Ene 04	Feb 04	Mar 04	Abril 04	May 04	Jun 04	Jul 04	Ago 04	Sep 04
Boimorto F			Primera semana 36 m ³ /ha de purín			Día 25: 36 m ³ /ha de purín				Mediados: 600 kg/ha de N:P:K 8:24:16 + 60 m ³ /ha purín				Finales: 36 m ³ /ha de purín
Boimorto NF														
Trabada F	Purín (30 m ³ /ha)				200 kg/ha nitramón. Día 20		Corte de hierba, día 19			Intenso pastoreo días antes de tomar la muestra.	Corte de hierba día 1. 30m ³ /ha purín día 15.		Corte de hierba día 12	
Trabada NF								Corte de hierba. Última semana.			Corte de hierba el 3 de junio			
Rodeiro F									Intenso pastoreo días antes de tomar la muestra (1º semana)	Purín, día 10				
Rodeiro NF													Corte de hierba día 29	

Tabla 6. Manejo de los prados estudiados de Boimorto, Trabada y Rodeiro en el periodo entre septiembre de 2003 y septiembre de 2004.

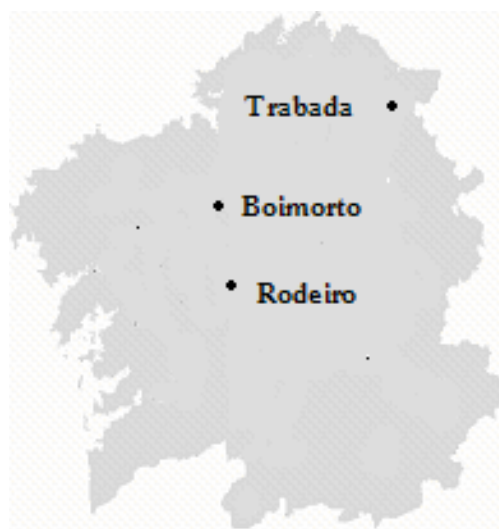


Figura 11. Localización geográfica de los suelos de Boimorto, Trabada y Rodeiro

2.1.3. Toma de muestra

En todos los casos la toma de muestra se realizó en diversos puntos de cada parcela hasta una profundidad de 10 cm. El suelo se introdujo en bolsas de polietileno, que a su vez fue introducido en bolsas isotermales, previamente a su llegada al laboratorio. Una vez allí se tamizó a 4 mm y se mantuvo en una nevera a 4° C durante el tiempo en que se realizaron los análisis de las propiedades bioquímicas. Una parte del suelo se secó al aire, se tamizó a 2 mm y se empleó para los análisis generales.

2.2. MÉTODOS

2.2.1. Propiedades generales

2.2.1.1. pH

El pH actual de las muestras se midió empleando una relación suelo-agua de 1:2.5 (Gutián y Carballas, 1976), pesando 10 g de suelo seco a los que se añadieron 25 mL de agua. El pH en KCl fue determinado empleando la misma relación suelo-disolución y usando una disolución de KCl 0.1 M. En el caso de la suspensión preparada con agua se esperó 10 minutos antes de efectuar la medida, mientras que en el caso de la preparada con KCl el tiempo de espera fue de dos horas.

Es importante destacar que cuando se mide el pH en suelos empleando una relación suelo disolución 1:2.5 se hace necesaria la agitación durante la medida, debido al efecto Pallmann que ocasiona que el pH del líquido sobrenadante sea superior al de la suspensión agitada.

2.2.1.2. Carbono total

La cantidad de carbono presente en el suelo fue determinada empleando una oxidación húmeda (método de Sauerlandt modificado), del modo descrito por Guitián y Carballas (1976). A pesar de la dificultad de deshacerse de los residuos que generan, los métodos de oxidación húmeda continúan siendo uno de los métodos más empleados en los laboratorios para determinar el carbono orgánico del suelo (Sikora y Stott, 1996).

El procedimiento es el siguiente, una alícuota de 0.2 g de suelo seco y molido se transfiere a un matraz erlenmeyer de 250 mL al que se añaden 50 mL de H_2SO_4 concentrado y a continuación 25 mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 1.8 N. El matraz se lleva a una estufa a 110°C durante 90 minutos. A continuación se transvasa la muestra desde el matraz erlenmeyer a un matraz aforado de 250 mL, que se enrasa con agua. Posteriormente se toma una alícuota de 5 mL de muestra, para valorar el agente oxidante no consumido, y se lleva a un vaso de plástico en donde se añade agua y 2 o 3 gotas de H_3PO_4 concentrado. El dicromato no consumido se calcula mediante una volumetría, empleando sal de Mohr 0.2 N y comparado el valor obtenido en la muestra con el del blanco. Los blancos se preparan del modo descrito anteriormente, salvo que no llevan suelo.

La cantidad de carbono que contiene el suelo se expresa como porcentaje, teniendo en cuenta que 1 mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ equivale a 3 mg de carbono.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado, valorando dos veces cada una de las tres réplicas de muestra.

2.2.1.3. Nitrógeno total

El método empleado, descrito en Guitián y Carballas (1976), se basa en una digestión ácida del nitrógeno del suelo, que es transformado en sales amoniacales, para su posterior destilación mediante el método de Kjeldahl.

Procedimiento: Se pesa 1 g de suelo seco y molido y se lleva a un matraz de digestión, al que se añaden 5 g de KHSO_4 (incrementa la temperatura de ebullición del ácido sulfúrico), 0.2 g de CuSO_4 (que actúa como catalizador en la formación de $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) y 20 mL de H_2SO_4 que contenga un 3 % de H_3PO_4 . El matraz se calienta en un bloque digestor a una temperatura de 320°C hasta que tenga lugar la completa digestión de la materia orgánica presente en la muestra. Como blanco se emplea el contenido de un matraz de digestión al que se han añadido los reactivos mencionados anteriormente, pero al que no se ha adicionado suelo.

El contenido de cada matraz de digestión se transfiere a un matraz aforado de 250 mL. A continuación se toma una alícuota de 25 mL y se lleva a un matraz Kjeldahl que se conecta al equipo de destilación. Al iniciar la destilación se añaden 30 mL de NaOH al 40 % lo que permite que se libere el NH_3 contenido en la muestra. El destilado se recoge en un matraz erlenmeyer al que previamente se añadieron 5 mL de indicador de ácido bórico. La destilación termina cuando el destilado no contiene amoníaco (lo que sucede una vez que se han destilado unos 40 mL). Finalmente el destilado se valora empleando H_2SO_4 0.05 N.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en porcentaje.

2.2.1.4. Análisis granulométrico

El análisis granulométrico se realizó según el método internacional de análisis mecánico descrito por Guitián y Carballas (1976).

El método empleado permite obtener la distribución porcentual de las partículas del suelo según su tamaño, de la cual se puede deducir la textura que presenta el suelo. La técnica se basa en la separación de fracciones, aceptando la división del sistema americano (FAO, 1966), que clasifica las partículas del suelo en las siguientes fracciones:

- Arena gruesa: diámetro de 0.2 a 2 mm.
- Arena fina: diámetro de 0.05 a 0.2 mm.
- Limo grueso: diámetro de 0.02 a 0.05 mm.

- Limo fino: diámetro de 0.002 a 0.02 mm.
- Arcilla: diámetro ≤ 0.002 mm.

Procedimiento: La materia orgánica presente en las muestras se oxida con agua oxigenada y, tras la destrucción de los posibles carbonatos presentes mediante la adición de HCl 1 M, se dispersan las partículas por adición de una solución de calgón (hexametáfosfato sódico y carbonato sódico). Las fracciones de tamaño superior a 0.05 mm se separan mediante tamices y las fracciones inferiores a dicho tamaño se separan por su distinta velocidad de sedimentación, utilizando para ello una pipeta Robinson.

Para la asignación de los suelos a una determinada clase textural se utilizó el sistema americano (FAO, 1966).

2.2.1.5. Determinación de hierro y aluminio amorfos

El contenido en óxidos de aluminio y hierro del suelo se determinó siguiendo el método propuesto por McKeague y Day (1966). Este tipo de extracción selectiva, que está considerado uno de los métodos más adecuados para la estimación de componentes no cristalinos de los suelos (Parffit y Henmi, 1982) conlleva la extracción de alofano y óxidos amorfos de hierro y aluminio. Se considera que no afecta, o lo hace muy escasamente, a minerales cristalinos como las caolinitas, metahaloisita, haloisita y montmorillonita.

Procedimiento: Se pesan 0.5 g de suelo a los que se le añaden 50 mL de oxalato amónico 0.2 M tamponado con ácido oxálico a pH 3. La extracción se realiza durante 4 horas en oscuridad, empleando agitación rotatoria. Después de centrifugar el extracto durante 10 minutos a 2000 rpm, se determina el contenido en Al y Fe del sobrenadante mediante absorción atómica.

Las determinaciones se efectuaron por duplicado. Los resultados se expresan en porcentaje de óxido.

2.2.1.6. Fósforo inorgánico asimilable

El método está basado en medir la densidad óptica de una disolución de color azul que se produce al reducir el compuesto fosfomolibdico formado por el ácido ortofosfórico y el ácido molibdico (Olsen et al., 1954).

Procedimiento: Se pesan 2.5 g de suelo a los que se añaden 50 mL de NaHCO_3 0.5 M la extracción se realiza durante 30 minutos, empleando agitación rotatoria. A continuación se filtra y se toma una alícuota de 20 mL del filtrado; ésta se acidifica con H_2SO_4 concentrado hasta pH 1.5. Se deja reposar durante 24 horas y, posteriormente se centrifuga a 5000 rpm durante 5 minutos. Se lleva una alícuota del sobrenadante a un matraz aforado de 25 mL y se ajusta a pH 5 añadiendo una gota de *p*-nitrofenol, amoníaco hasta viraje a color amarillo y después ácido sulfúrico hasta que el color amarillo revierta a transparente. Una vez ajustado el pH, se añaden 5 mL de reactivo reductor (Browman y Cole, 1978) y se enrasa el matraz. Al cabo de 10 minutos se produce la aparición de color azul. Las muestras se miden en un espectrofotómetro a 840 nm.

Las determinaciones se efectuaron por duplicado. Los resultados se expresan en mg kg^{-1} de suelo.

2.2.2. Propiedades bioquímicas

2.2.2.1. Carbono asociado a la biomasa microbiana y carbono lábil

La determinación del carbono asociado a la biomasa microbiana se efectuó por la técnica de fumigación-extracción indicada por Vance et al. (1987a), que consiste en provocar la muerte de la microbiota del suelo por la rotura de las membranas celulares mediante fumigación con cloroformo, con lo que el contenido citoplasmático de las células microbianas se libera en el suelo. Los compuestos orgánicos liberados por las células de este modo se extraen del suelo empleando K_2SO_4 0.5 M. La determinación del carbono asociado a los microorganismos se estima por diferencia con muestras extraídas del mismo modo, pero que no han sufrido un tratamiento previo de fumigación con cloroformo.

El procedimiento es el siguiente: Se pesan 2 series de 10 g de suelo húmedo (una serie para preparar las muestras fumigadas y otra para preparar las muestras no

fumigadas). Las muestras que se van a fumigar se llevan a un desecador que contiene un pequeño recipiente con cloroformo. Se efectúa vacío en el desecador durante 30 minutos, para saturar la atmósfera de cloroformo. Las muestras se mantienen en el desecador durante 24 horas a 25°C y una vez transcurridas se deja volatilizar el cloroformo abriendo la llave de paso del desecador durante 1 hora. Se añaden 40 mL de K₂SO₄ a las muestras fumigadas y, posteriormente, se agitan durante 30 minutos a una velocidad de 60 vueltas por minuto. Posteriormente se centrifugan las muestras a 4500 rpm durante 5 minutos y se filtra el sobrenadante. Por otra parte, las muestras no fumigadas siguen el mismo tratamiento, exceptuando la fumigación con cloroformo y, por lo tanto, no se incuban durante 24 horas.

La determinación del carbono asociado a la biomasa se efectúa tomando alícuotas de 5 mL del extracto que se colocan en tubos de vidrio y se llevan a sequedad a 60° C en una batería de digestión lenta. Una vez secas se añaden 10 mL de H₂SO₄ concentrado y 5 mL de K₂Cr₂O₇ 0.2 N; posteriormente, se calientan los tubos a 110° C durante 90 minutos en una batería de digestión lenta y a continuación se dejan enfriar. El contenido de los tubos se lleva a unos vasos de plástico, donde se les añade dos o tres gotas de H₃PO₄ concentrado y se valora empleando sal de Mohr de concentración exactamente conocida. Este procedimiento se efectúa tanto para las muestras fumigadas como para las no fumigadas.

El flujo de carbono se calcula restando los valores de carbono de las muestras fumigadas del de las no fumigadas. Ya que el cloroformo aparentemente no solubiliza todos los componentes celulares es preciso emplear un factor corrector (k_c) para compensar este carbono no extraído de origen microbiano. En el caso de los suelos ácidos, se recomienda usar un valor de 0.45 (Vance et al., 1987b). A pesar de la dificultad de dar un valor preciso para k_c (Martens, 1995) se considera que no es necesaria una exactitud mayor cuando el propósito de la investigación es emplear el contenido del carbono asociado a la biomasa para revelar diferencias entre suelos debido al manejo o a fluctuaciones estacionales (Sparling et al., 1990; Martens, 1995).

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan como mg de carbono kg⁻¹ de suelo.

El carbono extraído del suelo empleando K_2SO_4 0.5 M en las muestras no fumigadas representa una medida de un *pool* lábil del carbono (Haynes, 1999b; Milne y Haynes, 2004).

2.2.2.2. Respiración microbiana del suelo

La determinación de la respiración del suelo consiste en la medida de la cantidad de CO_2 desprendido o del O_2 consumido por los microorganismos del suelo en una determinada cantidad de tiempo.

En este caso se determinó la respiración del suelo mediante la medida del CO_2 atrapado en una disolución de NaOH.

El procedimiento es el siguiente: Se pesan 25 g de suelo húmedo en un recipiente de plástico, que se dispone en el interior de un frasco de vidrio (con cierre hermético y un volumen aproximado de 1 L), al que previamente se le ha añadido 25 mL de agua. Se introduce en el frasco un vial de plástico que contiene 10 mL de NaOH 0.1 M. Los frascos se llevan a la estufa a una temperatura de 25° C. Periódicamente se sustituyen los viales de NaOH para la determinación del CO_2 y se sustituyen por otros; este procedimiento se realiza tras el primer, segundo, cuarto, séptimo y décimo día. Como blancos se emplean 3 frascos con 25 mL de agua en los que se han introducido viales con NaOH, sin introducir suelo.

La determinación del CO_2 absorbido se efectúa por una valoración del NaOH no consumido, realizada con HCl 0,1 M, y cogiendo una alícuota de 2 mL de NaOH a la que se añade aproximadamente 1 mL de $BaCl_2$ al 20 %, con el fin de precipitar los carbonatos presentes en la disolución de NaOH.

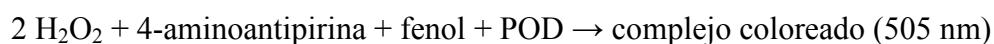
Las determinaciones se efectuaron por triplicado, valorando por duplicado la solución en álcali contenida en cada uno de los botes triplicados.

Los resultados obtenidos se expresaron como mg de C- CO_2 desprendidos kg^{-1} suelo 10 días⁻¹.

2.2.2.3. Actividad catalasa

El método empleado es el descrito por Trasar-Cepeda et al. (1999), que se basa en incubar el suelo con H_2O_2 y posteriormente medir el H_2O_2 residual mediante espectrofotometría de visible, refiriéndola a una recta de calibrado.

El método se fundamenta en añadir un reactivo de desarrollo de color que forma un complejo coloreado (rosa) que se puede medir a 505 nm. La reacción es la siguiente:



La peroxidasa (POD) descompone el agua oxigenada residual dando lugar a agua y oxígeno, este último reacciona con la 4-aminoantipirina (4-AAP), oxidándola. El compuesto así formado reacciona con el fenol para dar lugar a la formación de un complejo coloreado.

El procedimiento es el siguiente: Se pesan 0.5 g de suelo húmedo a los que se añaden 40 mL de agua y se agita 30 minutos en un agitador rotatorio a una velocidad de 60 vueltas por minuto. A continuación se añaden 5 mL de H_2O_2 diluida 1:100 y se incuban las muestras durante 10 minutos, a temperatura ambiente, empleando un agitador rotatorio. La reacción se detiene adicionando 5 mL de H_2SO_4 3 N, tras lo que se procede a filtrar las muestras. Se llevan 0.1 mL de filtrado a unos tubos de vidrio a los que se añaden 900 mL de tampón fosfato 110 mM pH 7.4 y 9 mL de reactivo de desarrollo de color. La determinación del H_2O_2 residual se efectúa midiendo la absorbancia de las muestras a 505 nm y comparándolas con una recta patrón preparada con concentraciones de 0, 0.55, 1.1, 2.2, 4.4 y 8.8 mM de H_2O_2 . La preparación de los blancos se realiza de modo análogo a las muestras, aunque adicionando 5 mL de agua en lugar de los 5 mL de agua oxigenada.

Preparación del reactivo de desarrollo de color:

Mezclar, en el orden indicado, los reactivos siguientes: 320 mL de tampón fosfato 110 mM, pH 7.4, 7.5 mL de 4-AAP, 7.5 mL de fenol 5.3 % y 0.22 mL de POD (véase Trasar-Cepeda et al., 1999 para detalles sobre la preparación de estos compuestos).

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en como mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹.

2.2.2.4. Actividad deshidrogenasa

La determinación de la actividad deshidrogenasa en suelos se basa el empleo de sales solubles de tetrazolio como aceptores artificiales de electrones. En este caso se evaluó la actividad deshidrogenasa empleando INT (cloruro de 2-p-iodofenil-3-p-nitrofenil-5-feniltetrazolio), que se reduce para dar lugar a INTF (iodonitrotetrazolio formazán) según la siguiente reacción química:



El método empleado es el indicado por Camiña *et al.* (1998), que es una variante, adaptada a las condiciones de los suelos gallegos, del método de von Mersi y Schinner (1991).

El procedimiento se basa en la incubación a 40° C, durante 1 hora y en oscuridad, de 1 g de suelo en presencia de 1.5 mL de tampón tris-HCl 1 M pH 7.5 y de 2 mL de INT al 0.5 %. El INTF formado se extrae empleando 10 mL de una mezcla 1:1 en volumen de etanol y N, N-dimetilformamida (DMF). A continuación se filtra y se mide el INTF formado a una longitud de onda de 490 nm. La concentración de INTF presente en las muestras se calcula por referencia a una recta patrón preparada de modo análogo a las muestras, aunque en ausencia de INT y añadiendo en su lugar INTF con una concentración de 200 µg mL⁻¹ en las siguientes cantidades (expresadas en mL): 0, 0.2, 0.5, 1 y 2. El INTF formado se extrae con 8 mL de mezcla etanol-DMF en presencia de 2 mL de agua. Para cada muestra se prepara un blanco que lleva 2 mL de agua destilada en lugar de 2 mL de INT.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan como µmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹.

2.2.2.5. Determinación del nitrógeno inorgánico amoniacal

Tanto la determinación del nitrógeno amoniacal como la del nitrógeno inorgánico total se efectúan mediante destilación Kjeldahl, según el método de Bremner (1965).

Se pesan 10 g de suelo húmedo a los que se añaden 50 mL de KCl 2 M y se agitan a una velocidad de 60 vueltas por minuto durante 30 minutos. A continuación se filtra y se llevan 5 mL del filtrado a un matraz Kjeldahl, al que se añaden 0.2 g de MgO calcinado y agua destilada. Se deja destilar durante 2 minutos y se recoge el destilado en 5 mL de una disolución indicadora de ácido bórico. El destilado se valora empleando H_2SO_4 0.005 N. Como blanco se emplean 5 mL de KCl 2 M.

Las determinaciones se efectuaron por duplicado. Los resultados se expresan como mg de N kg^{-1} de suelo.

2.2.2.6. Determinación del nitrógeno inorgánico total

El procedimiento para determinar el nitrógeno inorgánico total es análogo al indicado para el caso del nitrógeno amoniacal, sólo que en el momento de efectuar la destilación se adicionan 0.2 g de aleación de Devarda (reduce los nitritos y nitratos presentes a amoníaco) además de los 0.2 g de MgO calcinado. En este caso se deja transcurrir la destilación durante 3 minutos. La diferencia entre el nitrógeno inorgánico total y el amoniacal equivale a los nitratos presentes, ya que en las condiciones de aerobiosis de los suelos los nitritos son muy inestables.

Las determinaciones se efectuaron por duplicado. Los resultados se expresan como mg de N kg^{-1} de suelo.

2.2.2.7. Mineralización de nitrógeno

Para determinar la tasa de mineralización neta de nitrógeno se repiten los análisis descritos en la sección anterior pero empleando 10 g de suelo húmedo que ha sido incubado a 25° C durante 10 días de modo que, tanto para calcular la mineralización del nitrógeno amoniacal, como para calcular la mineralización del nitrógeno inorgánico, se efectúa el siguiente cálculo:

Mineralización de nitrógeno = Nitrógeno final incubación-nitrógeno inicial

Los resultados se expresan como mg de N kg⁻¹ de suelo 10 días⁻¹.

2.2.2.8. Actividad CM-celulasa

Se determinó empleando el método de Schinner y von Mersi (1990), que se basa en la medida de los azúcares reductores que se forman por hidrólisis enzimática tras incubarse una muestra de suelo en presencia de una determinada cantidad de sal sódica de la carboximetil-celulasa que posee una concentración conocida.

El procedimiento es el siguiente: Se pesan 5 g de suelo húmedo al que se añaden 15 mL de tampón acetato de sodio 2 M, ajustado a pH 5.5 mediante ácido acético glacial y 15 mL de carboximetil-celulasa al 0.7 % (preparada en tampón acetato). Se incuban a 50° C durante 24 horas, transcurridas las cuales se procede a filtrar las muestras. Se pipetea 1 mL del filtrado y se diluye con 24 mL de agua destilada. A continuación se toma 1 mL de este filtrado diluido y se le añade 1 mL de reactivo A (Schinner y von Mersi, 1990) y 1 mL de reactivo B (Schinner y von Mersi, 1990), se mezclan y se calientan en baño María a una temperatura de 100° C durante 15 minutos, tras lo que se enfrían en un baño de agua a temperatura ambiente durante 5 minutos. A continuación se añaden 5 mL de reactivo C (Schinner y von Mersi, 1990) y se espera 1 hora al desarrollo de color. La medida debe efectuarse antes de que hayan transcurrido 30 minutos tras el desarrollo de color. Los blancos se preparan del mismo modo que las muestras, sólo que la sacarosa se añade inmediatamente antes de filtrar.

La concentración de azúcares reductores se mide en un espectrofotómetro a 690 nm, por referencia a una recta patrón de glucosa preparada a partir de 1 mL de disoluciones de glucosa con concentraciones de 0.011, 0.033, 0.055, 0.077 y 0.11 mM y para las que se sigue el mismo procedimiento de desarrollo de color que para los filtrados diluidos de muestras y blancos.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

2.2.2.9. Actividad β -D-glucosidasa

Se determinó empleando el método descrito por Eivazi y Tabatabai (1988) con las modificaciones realizadas por Saá (1995), que se basa en la determinación colorimétrica del *p*-nitrofenol obtenido por la acción de la β -glucosidasa, después de incubar el suelo en presencia de *p*-nitrofenol- β -D-glucopiranosido (PNG). El método colorimétrico para medir el *p*-nitrofenol liberado se basa en que las disoluciones básicas de este compuesto poseen color amarillo.

El procedimiento es el siguiente: Se pesan 1.5 g de suelo húmedo a los que se añaden 4 mL de tampón MUB + HCl, 2-x mL de agua destilada, x mL de HCl 0.5 M y 1 mL de *p*-nitrofenil- β -D-glucopiranosido (25 mM), de tal modo que se consiga que la mezcla alcance pH 5.

A continuación se incuban las muestras durante 1 hora a una temperatura de 37° C, tras lo que se enfrían en un baño de agua/hielo y se añade 1 mL de CaCl₂ 1 M (para complejar la materia orgánica y evitar la dispersión de las arcillas) y 4 mL de disolución extractante THAM-NaOH 0.1 M pH 12. A continuación se filtra y se mide la absorbancia en un espectrofotómetro a 400 nm. Para cada muestra se prepara una recta de referencia, a partir de 4 patrones en los que, en lugar de 2-x mL de H₂O, se añaden 1-x mL de H₂O y 1 mL de *p*-nitrofenol de concentración 25, 50, 100 y 200 mg mL⁻¹ respectivamente.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en μ moles de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹.

El valor de x para que la mezcla alcance pH 5 ha sido determinado anteriormente efectuando una curva de neutralización, para ello se pesan 1,5 g de suelo húmedo a los que se añaden 4 mL de tampón MUB + HCl, 1 mL de agua y 1 mL de sustrato. Se agita, se deja reposar 30 minutos, transcurridos los cuales se añaden 0.1 mL de HCl 0.5 M y se espera 10 minutos antes de medir nuevamente el pH, añadiendo a continuación más HCl y repitiendo el proceso hasta alcanzar o quedar por debajo del valor 5 de pH.

2.2.2.10. Actividad invertasa

El método empleado es el descrito por Schinner y von Mersi (1990). El procedimiento empleado es idéntico al de la celulasa, exceptuando las siguientes diferencias:

- a) El sustrato empleado es sacarosa al 1.2 % (preparado en tampón acetato 2 M de pH 5.5).
- b) La incubación dura 3 horas.
- c) Se emplea una dilución mayor, ya que se pipetea 0.5 mL de filtrado al que se añade 20 mL de agua.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

2.2.2.11. Actividad proteasa-caseína

El procedimiento empleado es el de Ladd y Butler (1972), con las modificaciones descritas por Nannipieri et al. (1979). El método se basa en la determinación colorimétrica, mediante la reacción de Folin-Ciocalteu, de los aminoácidos solubles en ácido tricloroacético (TCA) liberados tras incubar el suelo con caseína durante 2 horas a 50° C y a pH óptimo.

El procedimiento es el siguiente: Se pesan 0.5 g de suelo húmedo a los que se añaden 2 mL de tampón tris-HCl 0.05 M pH 9.0 y 2 mL de caseína al 1 %. Se incuba durante dos horas. A continuación se añade 1 mL de TCA al 17.5 % para detener la reacción y se centrifuga 5 minutos a 4500 rpm. Se toma una alícuota de 1 mL del sobrenadante y se le adicionan 7 mL de Na_2CO_3 al 3.7 % y 1 mL de CuSO_4 al 0.06 %. Se mezcla y se deja reposar 30 minutos. A continuación se añade 1 mL de reactivo de Folin-Ciocalteu, diluido 1:3 en volumen con agua. Se agita y se lleva a una temperatura de 37° C durante 5 minutos, tras lo que se deja enfriar 15 minutos a temperatura ambiente. A continuación se mide la absorbancia en un espectrofotómetro a 578 nm. La concentración de péptidos se calcula refiriéndola a una recta patrón de tirosina

preparada con concentraciones de 0, 20, 40, 80, 140 y 200 $\mu\text{g mL}^{-1}$ preparados de la misma forma que las muestras de suelo una vez que éstas han sido centrifugadas.

Los blancos se preparan de modo análogo a las muestras, pero añadiendo los 2 mL de caseína tras la incubación.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

2.2.2.12. Actividad proteasa-BAA

El método elegido es el descrito por Ladd y Butler (1972), con las modificaciones descritas por Nannipieri et al. (1980). Se basa en la determinación del amonio obtenido durante la hidrólisis de la amida correspondiente al carboxilo terminal del BAA (N- α -benzoil-L-argininamida), tras incubar el suelo en presencia de este sustrato.

El procedimiento es el siguiente: Se pesa 1 g de suelo húmedo al que se añaden 4 mL de tampón fosfato pH 8. Posteriormente se añade 1 mL de disolución de BAA 0.03 M disuelto en tampón fosfato pH 8 y se incuban las muestras a 37° C durante 90 minutos. A continuación se añaden 5 mL de KCl 2 M para extraer el amonio formado. El amonio formado se transforma en amoníaco elevando el pH por encima de 11 al añadir 0.1 mL de NaOH 10 M. La medida de la actividad proteasa-BAA se realiza mediante un electrodo selectivo de amonio, previamente calibrado con disoluciones patrón de NH_4Cl 10^{-2} y 10^{-3} M preparadas en KCl 1 M. Los blancos se preparan de modo análogo a las muestras, pero añadiendo 1 mL de agua en lugar de BAA.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

2.2.2.13. Actividad ureasa

El método empleado ha sido el descrito por Nannipieri et al. (1980) y consiste en incubar las muestras de suelo en presencia de urea y posteriormente medir el amoníaco liberado.

El procedimiento a seguir es idéntico al empleado en el análisis de la actividad proteasa-BAA, sólo que en este caso se emplea como sustrato una disolución de urea al 6.4 % en agua.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

2.2.2.14. Actividad fosfodiesterasa

Se ha empleado el método descrito por Bowman y Tabatabai (1978) con las modificaciones realizadas por Saá (1995) y se basa en la determinación colorimétrica del *p*-nitrofenol liberado tras incubar el suelo en presencia de bis-*p*-nitrofenil fosfato 10 mM (BPNP) a pH 5.

El método es análogo al empleado para la determinación de la actividad β -glucosidasa, con las siguientes diferencias:

- a) El sustrato empleado es BPNP en lugar de PNG.
- b) Empleo de una disolución tampón THAM 0.05 M pH 8, en lugar de MUB-HCl.
- c) El ajuste del pH de la mezcla de reacción a un valor de 5 se efectúa empleando H_2SO_4 0.2 N en lugar de HCl 0.1 M.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1}\text{h}^{-1}$.

2.2.2.15. Actividad fosfomonoesterasa

El método que se usó es el propuesto por Tabatabai y Bremner (1969) con las modificaciones descritas por Saá (1995) y se basa en la determinación colorimétrica del *p*-nitrofenol liberado tras incubar el suelo en presencia de *p*-nitrofenil fosfato (PNP) a pH 5.

El método es idéntico al empleado en la determinación de la actividad β -glucosidasa, salvando estas diferencias:

- a) El sustrato empleado es PNP en lugar de PNG.
- b) Empleo de NaOH 0.2 M como extractante, en vez de la disolución THAM-NaOH 0.1 M pH 12.
- c) El tiempo de incubación es de 30 minutos.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

2.2.2.16. Actividad arisulfatasa

Se determinó según el método de Tabatabai y Bremner (1970), que se basa en la determinación colorimétrica del *p*-nitrofenol liberado tras incubar el suelo en presencia de *p*-nitrofenil sulfato (PNS) 5 mM.

El procedimiento es el siguiente: Se pesan 1.5 g de suelo húmedo a los que se añaden 4 mL de tampón acetato 0,5 M pH 5.8 y 1 mL de PNS; se incuba a 37° C durante 1 hora. A continuación se enfría en un baño de agua/hielo y se añaden 1 mL de CaCl_2 2 M y 4 mL de NaOH 0.2 M. Posteriormente se filtra y se mide la absorbancia a 400 nm. Los blancos se preparan de forma análoga a las muestras, pero el sustrato se añade inmediatamente antes de filtrar. Es preciso preparar 4 patrones por suelo. Los patrones se preparan del mismo modo que los blancos, pero empleando 1 mL de disoluciones 25, 50, 100 y 200 $\mu\text{g mL}^{-1}$ en lugar de 1 mL de agua.

Las determinaciones se efectuaron por triplicado. Los resultados se expresan en $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

RESULTADOS

3. RESULTADOS

3.1. PRADOS DE BAJA INTENSIDAD DE MANEJO

3.1.1. Propiedades generales

En la Tabla 8 se presentan algunos parámetros estadísticos para los valores de pH en agua y en KCl, carbono total, nitrógeno total, relación C/N, fósforo extraíble asimilable y contenidos en óxidos de aluminio e hierro amorfos para los prados de baja intensidad de manejo gallegos estudiados.

Tabla 8. Medias, máximos, mínimos, desviaciones estándar y coeficientes de variación de las propiedades químicas generales de los prados de baja intensidad de manejo.

<i>Propiedad</i>	<i>Media</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>S.D.</i>	<i>C.V.</i>
<i>pH (H₂O)</i>	5.29	6.40	4.50	0.50	9
<i>pH (KCl)</i>	4.16	5.50	3.35	0.52	13
<i>Carbono (%)</i>	5.70	15.07	2.16	2.86	50
<i>Nitrógeno (%)</i>	0.449	1.050	0.154	0.227	50
<i>C/N</i>	13	18	10	2	15
<i>P asimilable (mg kg⁻¹)</i>	18.84	31.31	5.65	7.32	39
<i>Al₂O₃ (%)</i>	0.67	2.25	0.07	0.52	78
<i>Fe₂O₃ (%)</i>	0.72	2.22	0.11	0.52	72

Como se puede apreciar en la Tabla 8, los contenidos de hierro y aluminio varían mucho de una muestra a otra (coeficientes de variación del 72 % y del 78 % respectivamente), mientras que los contenidos de carbono y de nitrógeno presentan una menor variabilidad, con coeficientes de variación del 50 %. En el caso del fósforo asimilable el coeficiente de variación es algo menor, con un valor del 39 %. Tanto en el caso de la relación C/N (15 % de coeficiente de variación), pero sobre todo en los casos del pH en agua (8 %) y el pH en KCl (13%), la dispersión entre valores es mucho menor que para las propiedades citadas anteriormente.

3.1.1.1. pH

Por lo general, los suelos analizados presentan pH ligeramente ácido (AFES, 1995), ya que el valor medio para el conjunto de prados de baja intensidad de manejo es de 5.29 ± 0.50 . Los valores medidos se encuentran en un rango entre 4.50 y 6.40, por lo que presentan una variación mucho mayor que los horizontes Ah de suelos gallegos desarrollados bajo vegetación clímax, que oscilan en un rango entre 4.10 y 4.67 (Leirós et al., 2000). La clase de frecuencias más repetida es la que va de valores de pH 5.0 a 5.5, con un 55 % de los datos que se incluyen en ella. La curva de distribución de datos (Figura 12) se encuentra sesgada a la derecha. La mayor parte de los suelos estudiados (90%) presentan un valor entre 4.5 y 6.0. Existen tres suelos que se desvían mucho del valor medio de pH (suelos 42, 43 y 55); esta desviación no se puede explicar por encalados recientes, ya que se trata de prados en los que no se produce este tipo de manejo. Las causas de este comportamiento son diferentes para cada suelo, así, en el caso del suelo 42 este pH se debe a la deposición de materiales alcalinos procedentes de zonas más elevadas y que llega a este prado debido a procesos de lavado, ya que la situación de este último es en un fondo de valle, mientras que el caso del suelo 43 podría deberse a su situación próxima al mar y al tipo de material de partida (sedimentos fluviales) y en el caso del suelo 55 se podría explicar por la existencia de intercalaciones de rocas básicas, ya que se encuentra situado en las proximidades de una zona en donde abundan las calizas.

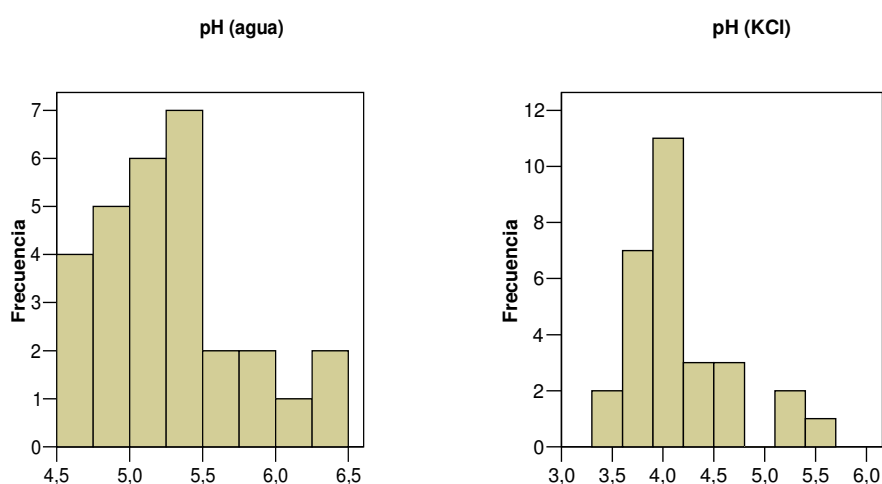


Figura 12. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según el pH.

El pH en KCl presenta un valor medio de 4.16 ± 0.52 . La curva de distribución de frecuencias (Figura 12) es similar a la del pH en agua, y, al igual que ésta, se encuentra sesgada a la derecha. El valor de pH en KCl para la mayoría de los suelos oscila entre 3.5 y 4.5 (un 78 % de los datos). Nuevamente, existen 3 suelos que presentan un pH mucho más elevado que el resto, estos suelos son los mismos que presentan un valor elevado de pH en agua. El rango de valores medidos para el pH en KCl oscila entre 3.35 y 6.91, amplitud de valores mucho mayor que la que presenta el pH en KCl de los horizontes Ah de suelos gallegos desarrollados bajo vegetación clímax, que presentan una variación entre 3.55 y 4.12 (Leirós et al., 2000).

3.1.1.2. Carbono total

Los valores de carbono total oscilan entre 2.16 % y 15.07 %, con un valor medio de 5.70 ± 2.86 . El carbono total presenta una curva de distribuciones sesgada a la derecha (Figura 13), es decir, la mayoría de los datos se encuentran concentrados en las primeras clases modales, de hecho, la mayoría de los datos presentan valores de contenido de carbono inferiores al 8 % (86 % de los datos).

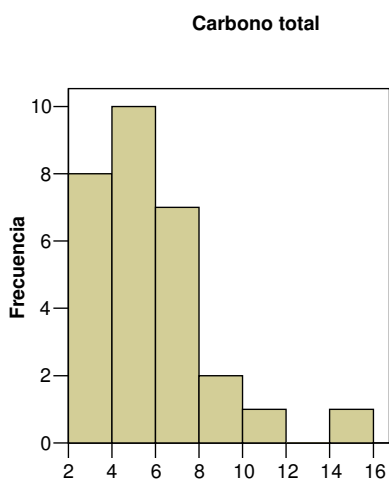


Figura 13. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su contenido en carbono ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$).

El contenido en carbono total de estos suelos se encuentra por debajo del valor medio que presentan los horizontes Ah de los suelos gallegos desarrollados bajo vegetación clímax, que presentan un valor medio de 9.20 ± 2.38 (Leirós et al., 2000). El suelo que presenta un mayor valor de carbono es el suelo 60, muestreado al borde de un

río en el municipio de Vereá (Orense), debido a que se trata de un suelo encharcado la mayor parte del año, lo que evita que se produzcan procesos de oxidación de la materia orgánica, favoreciendo, de esta forma, la acumulación de la misma.

3.1.1.3. Nitrógeno total

El valor medio de contenido en nitrógeno total de los 29 suelos de prado de baja intensidad de manejo analizados es de 0.449 ± 0.227 %, con un valor máximo de 1.050 y un mínimo de 0.154 %. Los suelos que presentan mayor contenido de nitrógeno son el suelo 60 (1.050 %) del que se habló en el apartado anterior y el suelo 6 (0.950 %); este último es un suelo situado en una zona semibrañosa, lo que hace que gran parte del año esté inundado y acumule gran cantidad de materia orgánica; de hecho este suelo también presenta un elevado contenido en carbono (11.52 %).

Hay que señalar que los contenidos en nitrógeno total son menores que los encontrados por Leirós et al (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal gallego, que presentan un valor medio de 0.615 ± 0.150 %, claramente superior al valor medio aquí obtenido.

El nitrógeno total presenta una curva de distribución de frecuencias muy irregular (Figura 14) y cabe destacar que el intervalo de valores más abundantes es el situado entre 0.400 y 0.500 % (38 % de las observaciones).

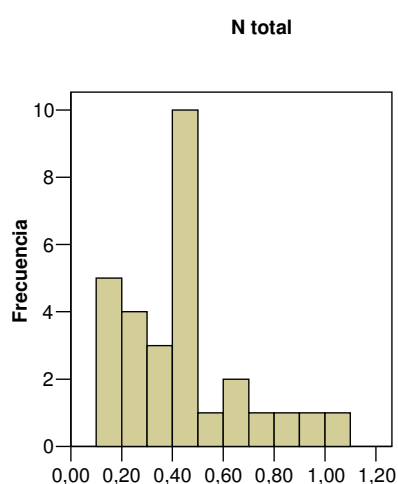


Figura 14. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según los contenidos en nitrógeno ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$).

3.1.1.4. Relación C/N

La relación entre el contenido de carbono total y el contenido de nitrógeno total presenta un valor medio de 13 ± 2 , con una dispersión de valores con respecto a la media menor que la del contenido en carbono o en nitrógeno por separado. Los valores oscilan entre 9 y 19 (Figura 15). Según la clasificación de Duchaufour (1984) el 24 % de los suelos tienen materia orgánica de tipo mull, ya que presentan una relación C/N menor de 12, mientras que el 76 % de los suelos la presentan de tipo moder, ya que muestran relaciones entre 12 y 20. La muestra con mayor relación C/N es el prado 58, que es uno de los pocos prados muestreados en terreno en pendiente. Los prados con menor relación C/N son los prados 1, 35 y 36. En el caso de los prados 35 y 36 se trata de suelos sobre pizarras, mientras que el prado 1 es un prado sobre esquistos muestreado en el municipio de Órdenes. Hay que señalar que la distribución de datos para esta propiedad es aproximadamente normal. Los valores obtenidos para la relación C/N son similares a los de horizontes Ah de suelos bajo vegetación de robledal (Leirós et al., 2000) y a suelos de prado de elevada intensidad de manejo (Díaz-Molina, 2003), que presentan valores entre 12 y 17 y entre 7 y 20, respectivamente.

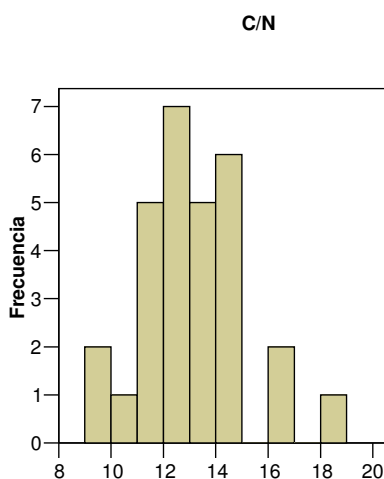


Figura 15. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su relación C/N.

3.1.1.5. Fósforo inorgánico asimilable

El contenido en fósforo inorgánico asimilable oscila entre 5.65 y 31.31 mg kg⁻¹, con un valor medio de 18.84 ± 7.32 mg kg⁻¹. La distribución de valores es bimodal (Figura 16), de manera que la mayoría de los datos se encuentran en valores entre 7.50 y

12.50 mg kg⁻¹ o en valores entre 20.00 y 27.50 mg kg⁻¹ (el 86 % de los datos se encuentran comprendidos en estas dos regiones). Los valores de fósforo asimilable encontrados son inferiores a los que cita Díaz-Molina (2003), que da como valor medio 71.06±31.89 mg kg⁻¹, si bien este autor se refiere a suelos de prado con una elevada intensidad de manejo.

El valor mínimo de fósforo asimilable lo presenta el suelo 36, que es un prado en pendiente con bajas cantidades de carbono, aluminio e hierro mientras que el valor más elevado lo presenta el prado 60, del que ya se ha hablado anteriormente en relación a su alto contenido en materia orgánica.

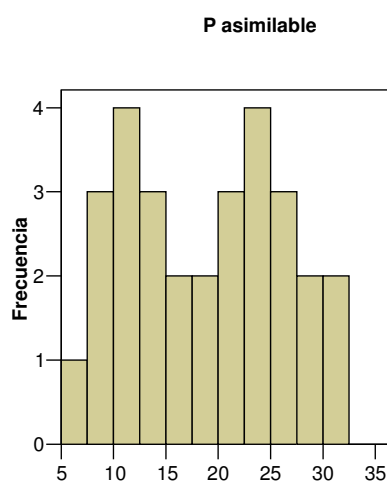


Figura 16. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su contenido en fósforo asimilable mg kg⁻¹).

El hecho de que la distribución de frecuencias de valores sea bimodal es un indicio de la existencia de dos subgrupos de prados, uno con niveles nulos de fertilización caracterizado por presentar valores de fósforo asimilable entre 5.65 y 15.00 mg kg⁻¹ y otro con niveles muy bajos de fertilización, con valores de fósforo asimilable entre 20.00 y 31.31 mg kg⁻¹. A la hora de estudiar las propiedades bioquímicas de los suelos de baja intensidad de manejo se decidió no separarlos en dos subgrupos fundamentalmente debido a dos causas: ambos prados son indistinguibles visualmente por sus características botánicas, contrariamente a lo que ocurre en el caso de los prados de baja intensidad de manejo y los de elevada intensidad de manejo y, además, un análisis estadístico muestra que todas las propiedades presentan valores medios y desviaciones típicas muy similares en este tipo de suelos. Por otra parte existe un

intervalo de suelos con valores entre 15.00 y 20.00 mg kg⁻¹ que son difícilmente clasificables en uno u otro grupo.

3.1.1.6. Óxidos de aluminio

Los contenidos en óxidos de aluminio para los 29 suelos de prado de baja intensidad de manejo analizados oscilan entre 0.07 y 2.25 %, con un valor medio de 0.67 ± 0.52 %. El intervalo de frecuencias más abundante (Figura 17), es el situado entre los valores de 0.25 y 0.50 % (45 % de los datos). Los datos presentan una distribución sesgada a la derecha. De entre los datos de aluminio menores que 0.50 % (17 suelos en total) se observa que la mayoría de valores se dan en suelos que presentan un material de partida de granito o granodiorita (caso de los suelos 11, 12, 19, 44, 45, 56, 58, 59), aunque este hecho también se produce en suelos sobre pizarra (suelos 31, 35 y 36) y suelos sobre material sedimentario (suelos 42 y 52). Los otros 4 suelos que presentan este valor se desarrollaron sobre esquistos (suelos 18 y 55), ortogneis (suelo 54) y filitas (suelo 53).

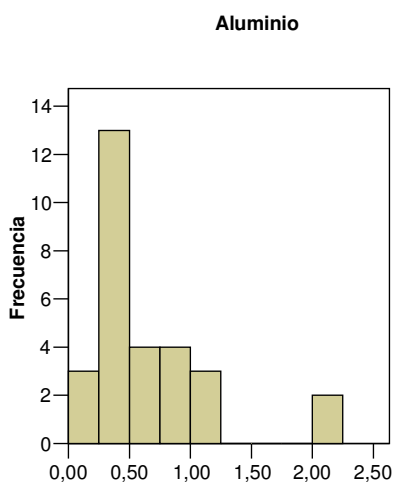


Figura 17. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su contenido en óxidos de aluminio. (g 100 g⁻¹).

Los suelos con mayor contenido en aluminio son el suelo 6 y el suelo 60, desarrollados sobre esquistos (con intercalaciones de paraanfíbolitas) y sobre nebulitas, respectivamente; estos suelos presentan un contenido en aluminio mayor que el 2 %. Los suelos 6 y 60 presentan un elevado contenido en materia orgánica, lo que es lógico,

ya que el aluminio amorfo extraíble por este procedimiento se encuentra asociado a la materia orgánica.

Los valores de aluminio encontrados en este estudio son ligeramente inferiores a los citados por Leirós et al. (2000) para horizontes Ah de suelos bajo vegetación de robledal (1.09 ± 0.72 %), pero se sitúan dentro del rango que cita García-Rodeja (1983) que da valores entre 0.08 y 4.89 % para suelos gallegos sometidos a diferentes usos (cultivo, prado, bosque, matorral).

3.1.1.7. Óxidos de hierro

En los suelos de prado de baja intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de hierro de 0.72 ± 0.51 % (coeficiente de variación del 72%), con un rango entre 0.11 y 2.22 %. La distribución de valores se encuentra fuertemente sesgada a la derecha, de modo que un 79% de los resultados se encuentra entre el valor mínimo medido y el 1.00 % de contenido en hierro. El intervalo de valores más frecuente es el localizado entre 0.75 y 1.00 %. Los suelos con mayor contenido de hierro son el suelo 1 y el 4, ambos con un contenido mayor que el 1.50 %, suelos ambos con un elevado contenido en materia orgánica (mayor que el 6 %). Entre los suelos con bajo contenido en hierro (menor que 0.50 %), abundan los suelos con material de partida de granitos y granodioritas (suelos 12, 14, 18, 44, 56, 57, 58, 61), de manera que sólo 2 suelos son una excepción a este comportamiento (suelos 31 sobre pizarras y 43 sobre material aluvial).

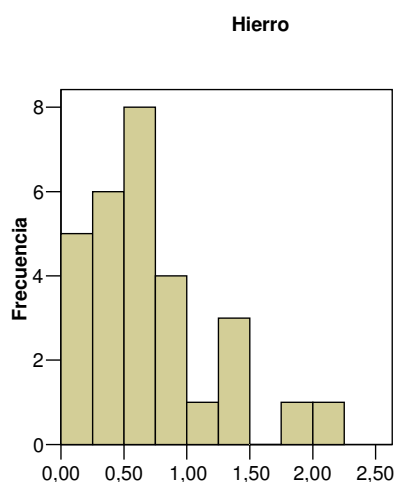


Figura 18. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su contenido en óxidos de hierro ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$).

Los valores de hierro encontrados en este estudio son ligeramente inferiores a los citados por Leirós et al. (2000) para horizontes Ah de suelos bajo vegetación de robledal (0.93 ± 0.51 %), aunque se sitúan dentro del rango que cita García-Rodeja (1983) que da valores entre 0.03 y 2.83 % para suelos gallegos sometidos a diferentes usos (cultivo, prado, bosque, matorral).

3.1.1.8. Análisis granulométrico y textura

La granulometría de los suelos de prado gallegos de baja intensidad de manejo muestra una amplia variabilidad en cuanto a la proporción en la que están presentes las fracciones de los distintos tamaños de grano.

En la Tabla 9 se pueden observar los parámetros estadísticos para las granulometrías de los suelos.

Tabla 9. Medias, máximos, mínimos, desviaciones estándar y coeficientes de variación para el análisis granulométrico de los suelos de prado gallegos de baja intensidad de manejo.

<i>Fracción</i>	<i>Media</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>S.D.</i>	<i>C.V.</i>
<i>Arena gruesa (%)</i>	27	59	2	16	59
<i>Arena fina (%)</i>	22	44	7	7	32
<i>Limo grueso (%)</i>	9	22	4	4	44
<i>Limo fino (%)</i>	21	44	9	9	43
<i>Arcilla (%)</i>	21	43	7	7	33

Se puede apreciar que los porcentajes medios de las diferentes fracciones son muy semejantes entre sí, exceptuando la fracción limo grueso que se encuentra en un bajo porcentaje (9 ± 4 %). La dispersión de valores es mayor en la fracción de arena gruesa (59 % de coeficiente de variación), menor en las fracciones de limo grueso y limo fino (44 y 43 % respectivamente) y aún más baja en las fracciones de arcilla y arena fina (33 y 32 % respectivamente).

En la Figura 19 se pueden observar las clases de textura que presentan los 29 suelos de prado de baja intensidad de manejo estudiados. Se puede observar que los suelos que presentan textura franco-arenosa o arenosa-franca, que son 13 prados, generalmente presentan un material de partida de tipo granito o granodiorita, esto ocurre

en los prados 11, 12, 14, 45, 57, 58 y 59 (sobre granitos) y 44, 56 y 61 (sobre granodioritas). Son excepción a este comportamiento los suelos 13 y 55 (sobre esquistos, si bien en el caso del suelo 13 se trata de esquistos con inyecciones graníticas) y el 43 (sobre material aluvial). En otros casos no es posible establecer relaciones tan claras entre textura y material de partida, así en el caso de la textura franca se encuentran ejemplos de suelos desarrollados sobre esquistos (6 y 18), granitos (8), pizarras (31 y 35) y filitas (53).

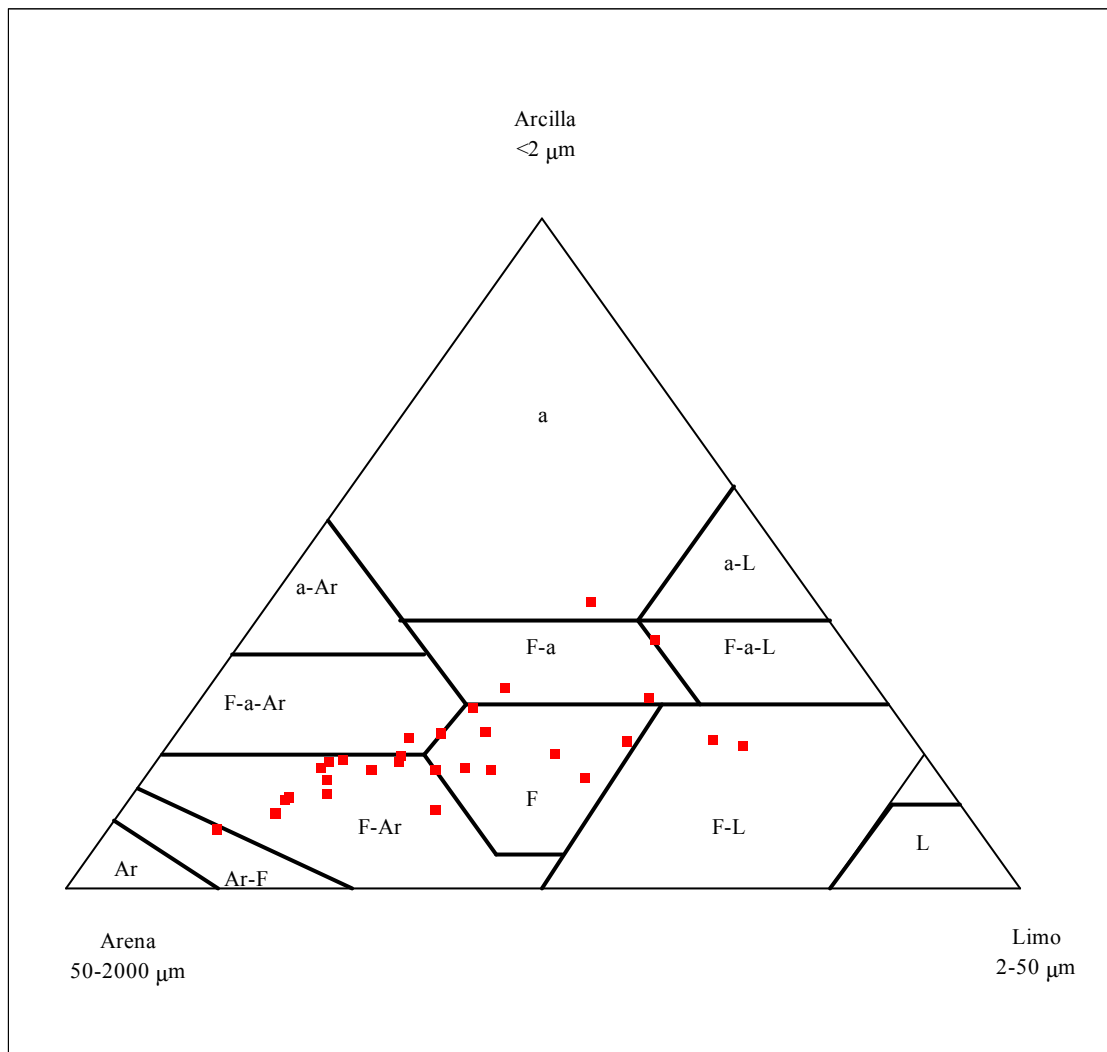


Figura 19. Clases texturales de los suelos de prado de baja intensidad de manejo

En la Figura 20 se puede observar la distribución de frecuencias de las diferentes texturas encontradas para los suelos de prado de baja intensidad de manejo. Se puede observar que, en general, los suelos presentan una textura equilibrada, de manera que las

texturas predominantes son la franca (28 % de los casos) y la franco-arenosa (41 % de los casos), las texturas franco-arcillosas y franco arcillo-arenosas son mucho menos abundantes (7 % de los casos cada una de ellas). Las texturas menos abundantes son las franco-arcillo-limosa, arcillosa, franco-limosa, arenosa-franca y franco-limosa, de las que se ha obtenido una sola medida.

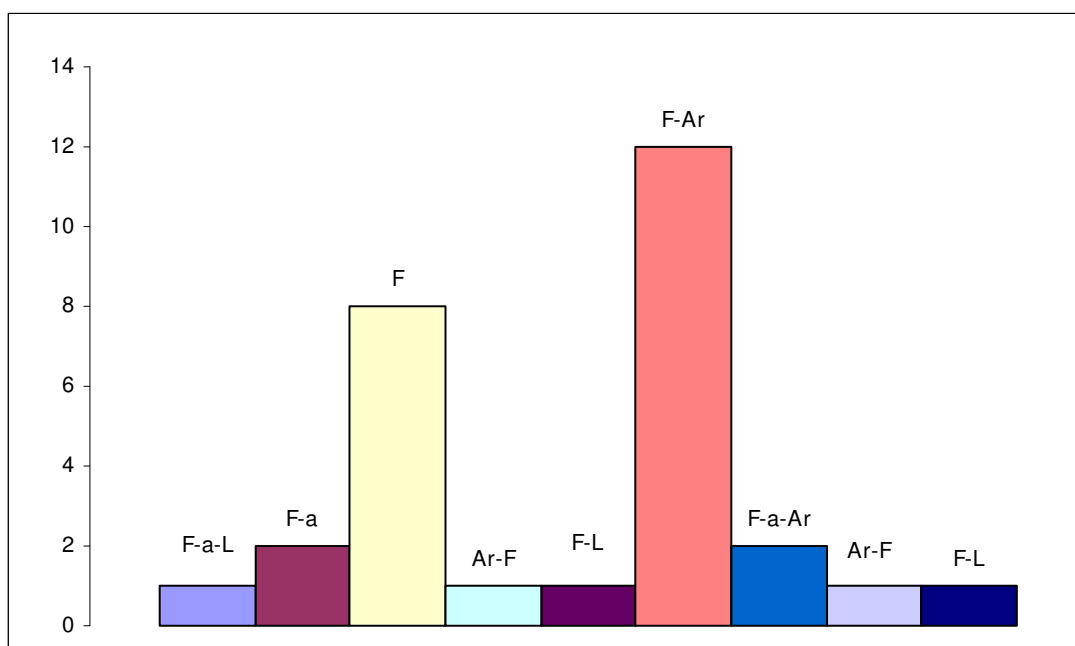


Figura 20. Distribución en clases de frecuencia de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su textura.

3.1.3. Parámetros bioquímicos generales

En la Tabla 10 se observa que la biomasa presenta una variación muy grande de unos suelos de prado a otros (67 % de coeficiente de variación), mientras que el resto de propiedades presentan una menor variación, de manera que tanto la respiración como la deshidrogenasa presentan un coeficiente de variación del 53 %, mientras que la catalasa muestra un coeficiente de variación del 49 % y la menor variabilidad se produce para el $q\text{CO}_2$ y el carbono lábil, que presentan respectivamente coeficientes de variación del 43 % y del 40 %.

Tabla 10. Medias, máximos, mínimos, desviaciones estándar y coeficientes de variación para los parámetros bioquímicos generales de los suelos de prado gallegos de baja intensidad de manejo.

<i>Propiedad</i>	<i>Media</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>S.D.</i>	<i>C.V.</i>
<i>Carbono lábil</i> ¹	279	665	121	112	40
<i>C-biomasa</i> ¹	688	2003	114	462	67
<i>Respiración</i> ²	432	1190	125	227	53
<i>qCO₂</i> ³	3.09	6.82	0.99	1.34	43
<i>Catalasa</i> ⁴	1.72	4.16	0.44	0.84	49
<i>Deshidrogenasa</i> ⁵	0.80	2.32	0.24	0.43	53

¹ mg kg⁻¹ suelo, ² mg de C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de carbono⁻¹, ⁴ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹, ⁵ µmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹.

3.1.3.1. Carbono lábil

Aunque existen varias formas de cuantificar fracciones lábiles de carbono (Haynes 2005) el término “carbono lábil” se refiere en este trabajo a la cantidad de carbono extraída empleando una relación 1:5 de suelo:solución de K₂SO₄ con un tiempo de extracción de media hora.

En los suelos de prado de baja intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de carbono lábil de 279±112 mg kg⁻¹ de suelo (coeficiente de variación del 40%), con un rango de valores entre 121 y 665 mg kg⁻¹ suelo.

La distribución de valores se encuentra fuertemente sesgada a la derecha (Figura 21). Un 55 % de los suelos presentan valores de carbono lábil entre 200 y 300 mg kg⁻¹. El suelo que presenta una mayor cantidad de carbono lábil es nuevamente el número 60, que posee un contenido en materia orgánica muy elevado, mientras que los suelos que presentan cantidades más bajas (menores de 150 mg kg⁻¹) son los suelos 44 y 56, prados muestreados a muy diferentes altitudes, ya que mientras en el primer caso fue muestreado en Caldas de Reis a 35 metros de altitud sobre el nivel del mar, mientras que el segundo fue muestreado en el municipio de Castro Caldelas a 890 m de altitud sobre el nivel del mar; estos dos prados tienen en común sus bajos contenidos en carbono orgánico total (menos de un 2.50 %).

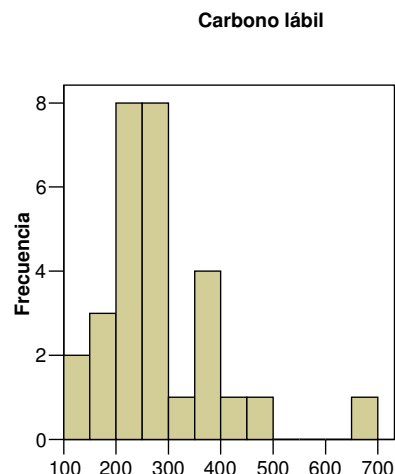


Figura 21. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su contenido en carbono lábil (mg kg^{-1}).

3.1.3.2. Carbono asociado a la biomasa microbiana

En los suelos de prado de baja intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de C-biomasa de 688 ± 462 mg de carbono kg^{-1} de suelo (coeficiente de variación del 67 %), con un rango entre 114 y 2003 mg de carbono kg^{-1} de suelo. Estos valores son similares a los encontrados por Leirós et al. (2000) para horizontes Ah de suelos bajo vegetación de robledal (781 mg de carbono kg^{-1} de suelo, con coeficiente de variación del 32 %) y también son de igual entidad a los encontrados por Díaz-Molina (2003) que da un promedio de 503 ± 215 mg de carbono kg^{-1} de suelo para suelos de prado de elevada intensidad de manejo.

La distribución de valores se encuentra fuertemente sesgada a la derecha (Figura 22), de modo que un 76% de los resultados se encuentra entre el valor mínimo medido y 800 mg de carbono kg^{-1} de suelo. El intervalo de valores más frecuente es el localizado entre 600 y 800 mg de carbono kg^{-1} de suelo. Son extraños los valores mayores de 1500 mg kg^{-1} de suelo, que los presentan el suelo 54 y el suelo 60, que son suelos con gran cantidad de carbono (7.84 y 15.07 % respectivamente). El suelo con menor cantidad de C-biomasa es el número 44 que es un prado con bajo contenido en materia orgánica (presentó un 2.16 % de carbono total).

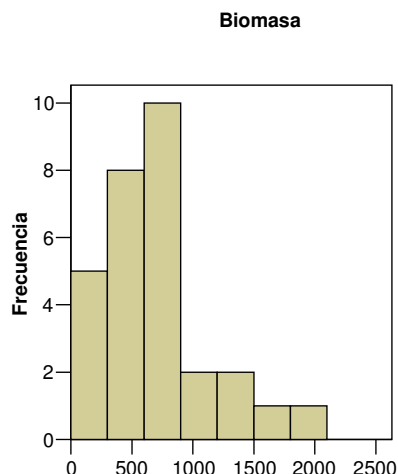


Figura 22. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su contenido en C-biomasa (mg kg^{-1}).

3.1.3.3. Respiración basal

La cantidad de CO_2 desprendido durante las incubaciones de 10 días en los suelos de prados de baja intensidad de manejo gallegos osciló entre 125 y 1190 $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo, con un valor medio de $432 \pm 227 \text{ mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo (coeficiente de variación del 53%). Estos valores son ligeramente superiores a los encontrados por Díaz-Molina (2003) para suelos de prado gallegos de elevada intensidad de manejo, ya que este autor da un promedio de $347 \pm 184 \text{ mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo. Los valores son, sin embargo, algo superiores a los que cita Miguéns-Vázquez (2005) para suelos gallegos bajo vegetación de eucalipto y pinar (entre 53 y 842 $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo).

La distribución de valores (Figura 23) presenta un ligero sesgo a la derecha y se encuentra centrada en el intervalo entre 300 y 500 $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo, en el que se localizan la mayor parte de los valores (65 % de los datos). La mayor parte de las observaciones se encuentran en el intervalo entre 400 y 500 $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo. Cabe destacar que las observaciones por encima de 800 o por debajo de 300 $\text{mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo son anecdóticas. Entre los suelos que presentan una respiración elevada ($> 550 \text{ mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo) se encuentran los suelos 4, 19, 31, 53, 54 y 60. Este grupo de suelos es de características muy heterogéneas, de modo que se encuentran en él suelos con diferentes materiales de partida y contenidos en materia orgánica. Entre los suelos que presentan una respiración baja ($< 250 \text{ mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ suelo) se encuentran los suelos 11,

55, 56, 58, 59, que son suelos con contenido en carbono total bastante por debajo del contenido medio de los 29 prados de baja intensidad de manejo analizados.

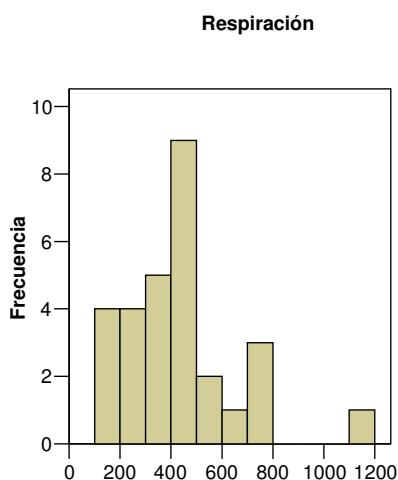


Figura 23. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su respiración (mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo).

3.1.3.4. Constantes cinéticas de la respiración

La mineralización de la materia orgánica del suelo a lo largo del tiempo, para experiencias de incubación a corto plazo, suele verificar una cinética de primer orden, de este modo, la representación de la función $\log 100 (C_t - C_m)/C_t$, en donde C_t es el carbono total y C_m el carbono mineralizado en un periodo de tiempo dado, frente al tiempo de incubación suele estar compuesta por dos o tres tramos lineales de distinta pendiente, que representan la mineralización de sustratos más o menos lábiles (Gil-Sotres et al., 1992).

Una representación del tipo anterior para las muestras estudiadas pone de manifiesto la presencia de dos tipos de sustratos, uno más lábil que se mineraliza desde el principio de la incubación hasta el cuarto día y uno más recalcitrante, que se mineraliza desde el cuarto día hasta el final de la incubación en todas las muestras estudiadas; las medidas de cinética de respiración en otros suelos gallegos han puesto de manifiesto la existencia de dos sustratos de diferente labilidad (Moscoso, 2003; Peña Cordero, 2004). A partir de los datos de respiración se pueden obtener pues dos constantes de respiración k_1 y k_2 que se corresponden con la pendiente de las rectas obtenidas al representar $\log 100 (C_t - C_m)/C_t$ frente al tiempo de incubación.

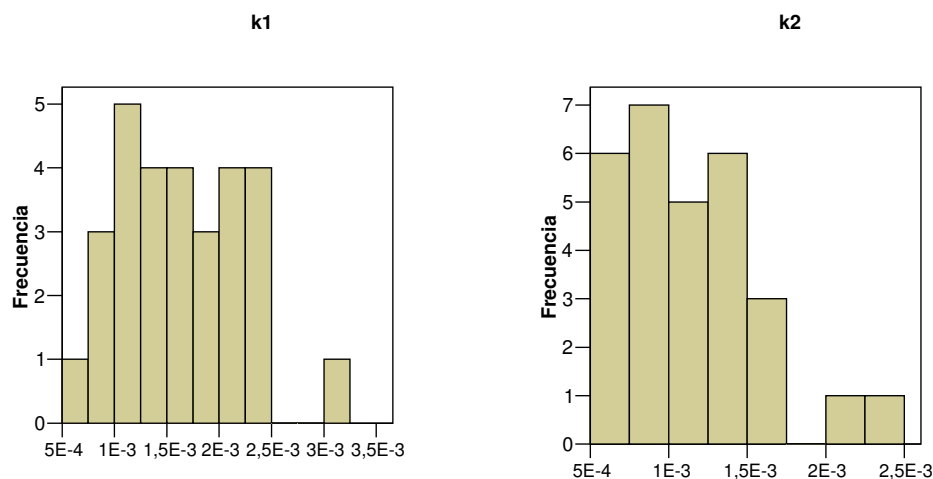


Figura 24. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según los valores de k_1 y k_2 (días⁻¹).

Con respecto a k_1 cabe destacar que presenta un valor medio de $16 \cdot 10^{-4} \pm 6 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹ (coeficiente de variación del 37 %), distribuyéndose los valores en un rango entre $32 \cdot 10^{-4}$ y $6 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹, de modo que el mayor valor lo presenta el suelo 43, que es un suelo con gran cantidad de arena (textura arenosa-franca) muestreado en las proximidades de una zona de marisma, mientras que el menor valor lo presenta el suelo 58, que es un prado en pendiente. En cuanto a la distribución de valores (Figura 24), que es similar a una distribución normal, se puede observar que casi todos los datos (83 %) se encuentran comprendidos entre valores de $10 \cdot 10^{-4}$ y $25 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹.

En cuanto a los valores de k_2 presentan un valor medio de $11 \cdot 10^{-4} \pm 5 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹ (coeficiente de variación del 45 %), lo que representa un valor del 69 % de k_1 distribuyéndose los valores en un rango entre $23 \cdot 10^{-4}$ y $5 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹, de modo que el mayor valor lo presenta el suelo 19, que es un prado degradado en el que pacían caballos en el momento de la toma de muestra, mientras que el menor valor lo presenta nuevamente el suelo 58 que es un prado en pendiente. En cuanto a la distribución de valores (Figura 25), que es sesgada a la derecha, se puede observar que la mayor parte de los datos (83 %) se encuentran comprendidos entre valores de $5 \cdot 10^{-4}$ y $15 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹.

Cabe destacar que aunque los rangos de valores de k_1 y de k_2 no son muy alejados entre ellos, sí se puede apreciar la existencia de una diferencia entre el valor de k_1 y de k_2 para cada suelo considerado de manera individual (véanse datos en el anexo),

por lo que efectivamente se puede hablar de una cinética en la que se mineralizan dos sustratos claramente diferenciados.

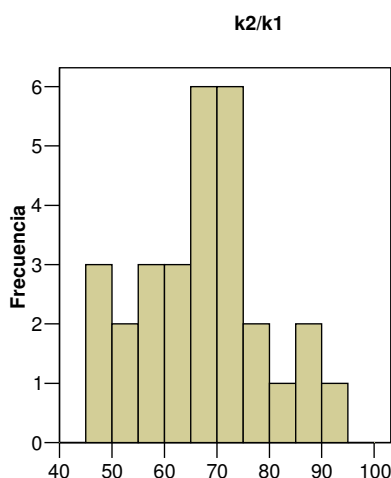


Figura 25. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su valor de $100 \cdot k_2/k_1$.

El cociente k_2/k_1 presenta un valor medio de 68 ± 12 %. Esta relación oscila entre valores del 47 y del 92 %, de manera que para la mayor parte de los suelos (59 % de las muestras estudiadas) presenta valores entre 60 y 80 %. Los menores valores de esta relación los presentan los suelos 56 y 59, que presentan una respiración bastante baja (< 200 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo), mientras que el suelo que presenta un mayor valor de esta relación es el suelo 19, que presenta un valor bastante elevado de respiración (> 700 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo).

3.1.3.5. $q\text{CO}_2$

En los suelos de prado de baja intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de $q\text{CO}_2$ de 3.09 ± 1.34 µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de carbono⁻¹ (coeficiente de variación del 43%), con un rango entre 0.99 y 6.82 µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de carbono⁻¹. Los valores obtenidos en este estudio son similares a los que cita Vázquez-Miguéns (2005) para suelos gallegos bajo vegetación de eucaliptal y de pinar y que varían entre 0.50 y 7.60 µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de carbono⁻¹.

La distribución de valores es similar a una distribución normal (Figura 26). La clase de frecuencias más abundante es la situada entre 1.00 y 3.00 µg de C-CO₂

desprendido $\text{h}^{-1} \text{mg}$ de carbono $^{-1}$ de modo que un 45 % de los resultados se encuentra entre estos valores. El mayor valor de $q\text{CO}_2$ lo presenta el suelo 8, que es un prado con un elevado contenido en materia orgánica.

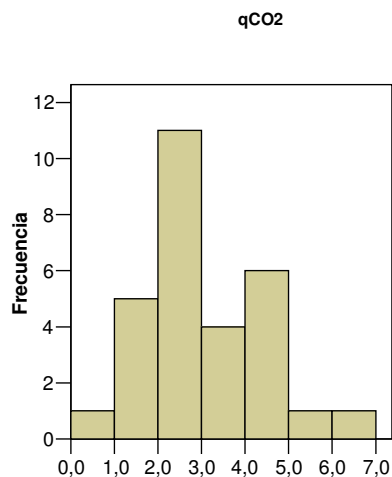


Figura 26. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su valor de $q\text{CO}_2$ (μg de C-CO_2 desprendido $\text{h}^{-1} \text{mg}$ de carbono $^{-1}$).

3.1.3.6. Actividad catalasa

El valor medio de actividad catalasa en prados de baja intensidad de manejo gallegos ha resultado ser de 1.72 ± 0.84 mmoles de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 49 %), con valores extremos de 0.44 y 4.16 mmoles de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$. Los valores aquí obtenidos son comparables a los de los datos indicados para horizontes Ah de suelos de robledal gallegos (Leirós et al., 2000): 2.00 ± 0.90 mmoles de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, y algo superiores al promedio que cita Díaz-Molina (2003) para suelos de prado gallegos (1.26 ± 0.47 mmoles de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

La distribución de valores se encuentra sesgada hacia la derecha (Figura 27), de forma que casi todos los datos (86%) se encuentran en el intervalo entre 0.5 y 2.5 mmoles de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$. La clase de frecuencias más abundante es la situada entre 2 y 2.5 mmoles de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (24 % de los datos se incluyen en esa clase). Los prados con mayores valores de catalasa (>3.0 mmoles de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) son los suelos 6 y 60, lo que coincide con los dos suelos que presentan un mayor contenido en carbono. El prado que presenta un menor contenido en catalasa es el prado 53, que es un prado típico de vaguada húmeda.

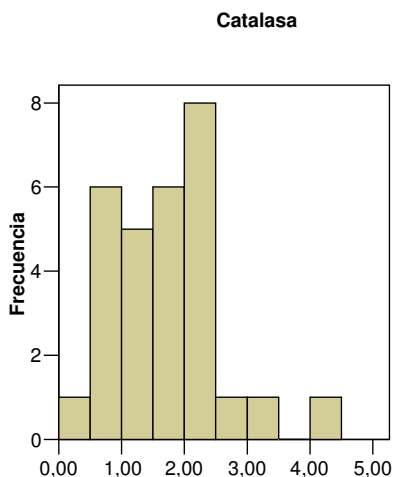


Figura 27. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad catalasa (mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹).

3.1.3.7. Actividad deshidrogenasa

La actividad deshidrogenasa ha mostrado por término medio un valor de 0.80 ± 0.43 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un coeficiente de variación del 53%. Los valores extremos son de 0.24 y 2.32 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Los valores de deshidrogenasa obtenidos en este estudio son mayores que los obtenidos por Díaz-Molina para prados gallegos (0.39 ± 0.14 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), pero se encuentran en el rango que citan Leirós et al. (2000) para horizontes Ah de suelos bajo vegetación de robledal en Galicia (valores entre 0.96 y 3.40 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

En cuanto a la distribución de frecuencias (Figura 28), cabe destacar que presenta un claro sesgo a la derecha y que la mayor parte de los resultados (59% de los datos) se encuentran repartidos en el intervalo entre 0.25 y 0.75 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Sólo existe 1 dato menor que 0.25 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, que se corresponde con el prado 53, que es un prado típico de zona de vaguada húmeda; este prado también presentaba el menor valor de catalasa. Por otra parte, los datos mayores que 1.25 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, son anecdóticos, de forma que sólo se contabilizan dos parcelas en esta categoría, el prado 54 y el 60, prados que presentaban también un gran valor de C-biomasa y que se caracterizan por sus altos valores de materia orgánica.

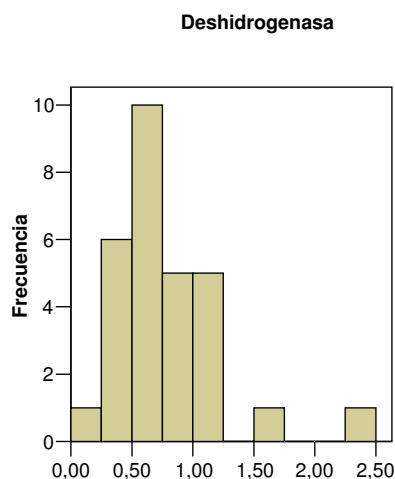


Figura 28. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad deshidrogenasa ($\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

3.1.3.8. Mineralización de nitrógeno

En la Tabla 11 se observan, tanto los contenidos iniciales como la cantidad mineralizada, de nitrógeno amoniacal, nitrato y nitrógeno inorgánico total de los suelos de baja intensidad de manejo analizados.

Tabla 11. Medias, máximos, mínimos, desviaciones estándar y coeficientes de variación para el nitrógeno inorgánico inicial y la mineralización de nitrógeno de los suelos de prado gallegos de baja intensidad de manejo.

	<i>Media</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>S.D.</i>	<i>C.V.</i>
Nitrógeno inicial					
<i>Amoniacal (mg kg^{-1})</i>	4.78	12.46	0.85	2.55	53
<i>Nitrato (mg kg^{-1})</i>	4.41	13.92	0.00	3.24	73
<i>Total (mg kg^{-1})</i>	9.19	23.14	3.30	4.35	47
Nitrógeno mineralizado					
<i>Amoniacal (mg kg^{-1})</i>	2.04	21.19	-2.70	5.07	249
<i>Nitrato (mg kg^{-1})</i>	10.90	52.64	-6.07	12.88	110
<i>Total (mg kg^{-1})</i>	12.94	50.91	-1.10	12.12	94

El nitrógeno inorgánico inicialmente presente en el suelo se encuentra presente en forma de amonio y de nitrato. De este modo, el nitrógeno amoniacal presenta un valor promedio de $4.78 \pm 2.55 \text{ mg kg}^{-1}$ en los 29 suelos estudiados, mientras que la cantidad de nitrógeno en forma de nitrato presenta un valor promedio de $4.41 \pm 3.24 \text{ mg}$

kg^{-1} . El contenido en nitrógeno amoniacal oscila entre valores extremos de 0.85 y 12.46 mg kg^{-1} , mientras que el valor de nitrato se encuentra en un rango entre 0.00 y 13.92 mg kg^{-1} . El nitrógeno amoniacal presenta el máximo valor encontrado en el suelo 60, mientras que el valor mínimo se produce en el suelo 44, que es un prado de fondo de valle. En el caso del nitrato inicial el valor máximo se encuentra en el prado 61, mientras que el valor mínimo se encuentra en prados de características variadas en cuanto a localización y propiedades químicas generales como son los prados 13, 14, 31 y 55.

Al considerar ambas formas conjuntamente se encuentra que el nitrógeno inorgánico total muestra valores que oscilan entre 3.30 y 23.14 mg kg^{-1} , presentando un valor medio de $9.19 \pm 4.35 \text{ mg kg}^{-1}$. El valor máximo se produce en el suelo 60, mientras que el valor mínimo se produjo en el prado 13 que es un prado de tipo “braña” bastante degradado.

En cuanto a la distribución de frecuencias (Figuras 29 y 30) se observa que todas presentan sesgo hacia la derecha. El nitrógeno inorgánico total (Figura 29) tiende a concentrarse en el rango entre 3.30 y 12.50 mg kg^{-1} (86 % de los datos observados).

En cuanto al nitrógeno amoniacal (Figura 30), un 66 % de los datos se concentra en el intervalo entre 1.25 y 5.00 mg kg^{-1} , mientras que en el caso de los nitratos (Figura 28) el 75 % de los datos se encuentran a valores menores de 6.00 mg kg^{-1} .

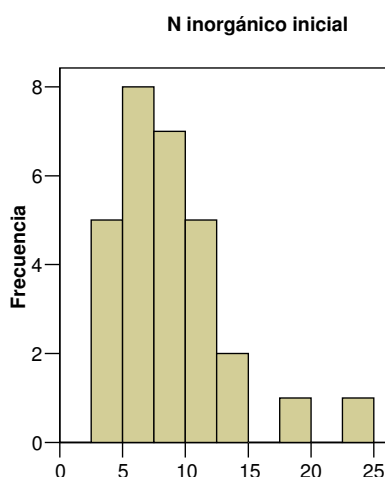


Figura 29. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su contenido (mg kg^{-1}) en nitrógeno inorgánico inicial total.

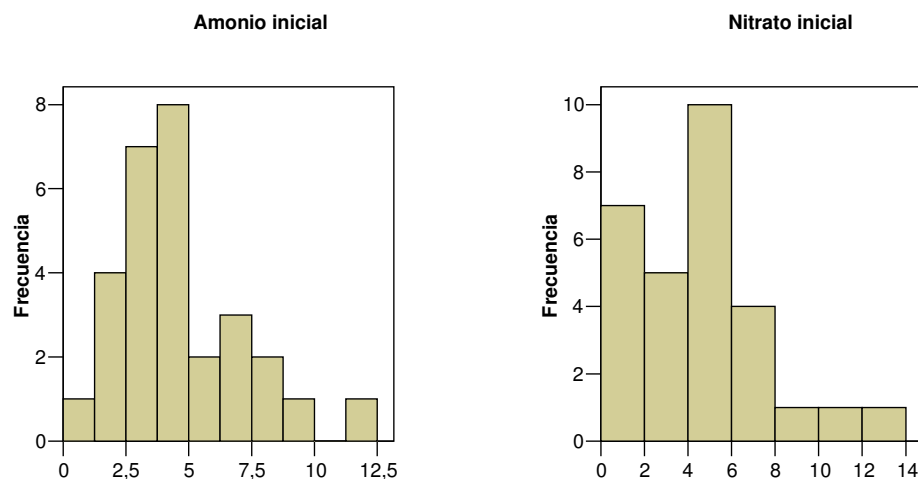


Figura 30. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su contenido en amonio y en nitrato inicialmente presentes (mg kg^{-1}).

Tal como se muestra en la Tabla 11, debido al proceso de mineralización se han producido en término medio una cantidad de $12.94 \pm 12.12 \text{ mg kg}^{-1}$ de nitrógeno inorgánico total, con valores que oscilaron entre 50.91 y -1.10 mg kg^{-1} . La forma amoniacal presenta un valor promedio de $2.04 \pm 5.07 \text{ mg kg}^{-1}$, con un valor máximo de 21.19 mg kg^{-1} y un valor mínimo de -2.70 mg kg^{-1} . En la forma nítrica la media es de $10.90 \pm 12.88 \text{ mg kg}^{-1}$, obteniéndose un rango entre -6.07 y 52.64 mg kg^{-1} .

Las distribuciones de frecuencia del nitrógeno mineralizado vuelven a presentar un sesgo a la derecha (Figuras 31 y 32). En el caso de las formas amoniacaes (Figura 32) cabe destacar que hay una gran cantidad de suelos en los que se produce inmovilización de amonio (45 % de las muestras), mientras que la mayoría de los suelos en lo que se produce mineralización los valores que ésta presenta son pequeños (otro 45 % de las muestras mineraliza menos de 5.00 mg kg^{-1}). En el caso de los datos de mineralización de nitrato (Figura 32) se encuentran mayoritariamente en el intervalo de 0.00 a 20.00 mg kg^{-1} (62 % de los datos) y cabe destacar que en un 14 % de las muestras se produce inmovilización de nitrato. En el caso del nitrógeno inorgánico total (Figura 29) la mayoría de los datos también se encuentran en este intervalo de 0.00 a 20.00 mg kg^{-1} (66 % de los datos) y se puede destacar que en un 10 % de las muestras se ha producido inmovilización de nitrógeno.

El suelo en el que se produce más amonio como consecuencia de la mineralización es el suelo 31 (prado con gran cantidad de trébol), mientras que el que

inmoviliza más amonio es el suelo 1, que es un suelo sobre esquistos. Por otra parte, el suelo en el que se produce más nitrato como consecuencia de la mineralización es el suelo 22, en el que había gran número de caballos y excrementos de caballos en el momento de la toma de muestra. Por contra, el suelo en donde se produce más inmovilización de nitratos es el 54, que es un prado típico de zona de vaguada húmeda, muestreado a gran altitud sobre el nivel del mar (más de 800 metros).

En cuanto a la mineralización considerada en su conjunto, se observa que el prado 22 es nuevamente el que presenta mayor mineralización. Sin embargo, en los prados 8, 52 y 53 se produce fijación de nitrógeno. Los prados 8 y 53 son de zonas húmedas, mientras que el prado 52 presenta una gran abundancia relativa de trébol

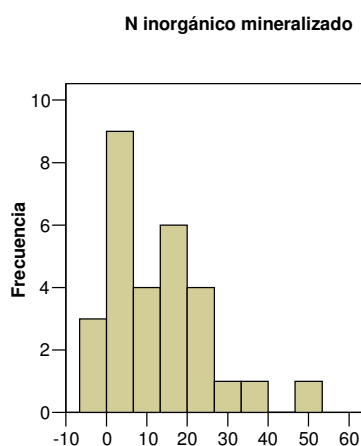


Figura 31. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según la mineralización de nitrógeno (mg kg^{-1}).

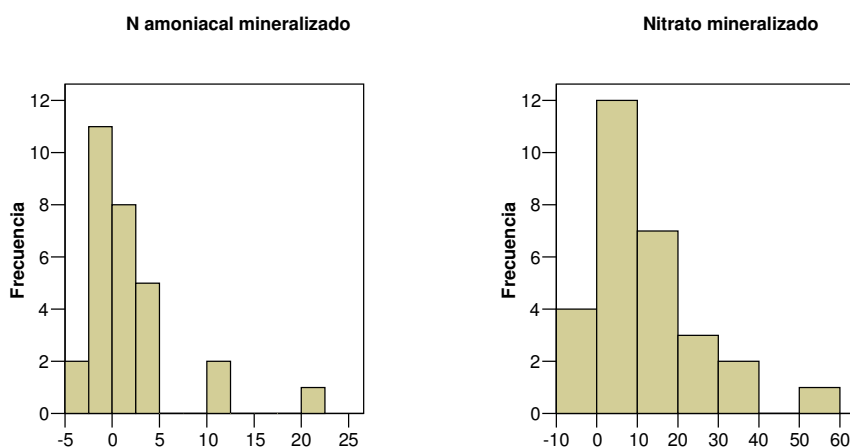


Figura 32. Distribución en clases de frecuencias los suelos de prado de baja intensidad de manejo según la cantidad de amonio y de nitrato producidos por mineralización (mg kg^{-1}).

3.1.4. Parámetros bioquímicos específicos

En la Tabla 12 se pueden observar las medias, máximos, mínimos, desviaciones estándar y coeficientes de variación para los parámetros bioquímicos específicos de los suelos de prado de baja intensidad de manejo estudiados.

Tabla 12. Medias, máximos, mínimos, desviaciones estándar y coeficientes de variación para los parámetros bioquímicos específicos de los suelos de prado gallegos de baja intensidad de manejo.

<i>Propiedad</i>	<i>Media</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>S.D.</i>	<i>C.V.</i>
<i>Celulasa</i> ¹	0.221	0.570	0.099	0.106	48
<i>β-glucosidasa</i> ²	1.74	3.96	0.50	0.81	47
<i>Invertasa</i> ¹	7.43	19.50	1.39	4.43	60
<i>Proteasa-caseína</i> ³	1.43	2.83	0.45	0.59	41
<i>Proteasa-BAA</i> ⁴	23.23	52.63	4.81	12.75	55
<i>Ureasa</i> ⁴	34.96	193.17	2.86	45.52	130
<i>Fosfodiesterasa</i> ²	0.82	1.65	0.16	0.36	43
<i>Fosfomonoesterasa</i> ²	5.67	12.84	1.45	2.56	45
<i>Arilsulfatasa</i> ²	0.59	1.98	0.07	0.42	71

¹ μmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹, ² μmoles de p-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹, ³ μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹, ⁴ μmoles NH₃ g⁻¹ h⁻¹.

Se puede observar que la ureasa presenta un coeficiente de variación muy elevado (130 %), mientras que las propiedades que presentan unos coeficientes de variación más moderados son la celulasa, β-glucosidasa, proteasa-caseína y las enzimas del ciclo del fósforo (fosfomonoesterasa y fosfodiesterasa), que presentan coeficientes de variación entre el 41 y el 48 %.

3.1.4.1. Actividad celulasa

Los suelos presentan un valor medio de actividad celulasa de 0.221±0.106 μmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹. El coeficiente de variación es moderado (48%). El rango de distribución de los valores oscila entre 0.099 y 0.570 μmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹. Estos valores son similares a los que citan Trasar-Cepeda et al. (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal (0.230±0.100 μmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹) y superiores a los que cita Díaz-Molina (2003) para suelos de prado (0.157±0.110 μmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹).

La distribución de la actividad celulasa en clases de frecuencia (Figura 33) muestra que la mayor parte de los valores observados son bajos, de modo que el 73% de los datos se sitúa en un entorno entre 0.120 y 0.300 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Son excepciones a esto valores bajos de actividad dos suelos que presentan valores de actividad superiores a 0.400 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, estos suelos son el 12 y el 60, ambos con un elevado contenido en materia orgánica. Entre los prados que presentan un valor menor de 0.120 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ se encuentran los suelos 1, 44 y 55.

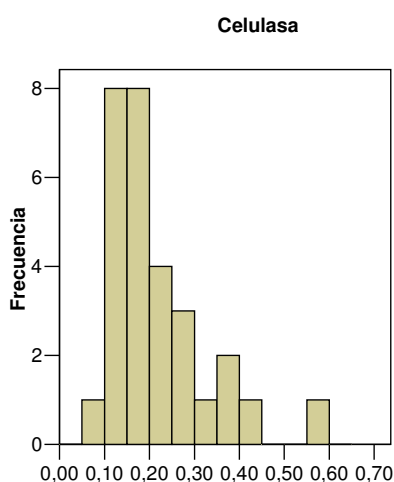


Figura 33. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad celulasa ($\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.1.4.2. Actividad β -glucosidasa

El valor medio que presenta esta actividad enzimática es de 1.74 ± 0.81 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, con valores que abarcan un rango entre 0.50 y 3.96 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Este amplio rango de valores observados hace que la dispersión en torno a la media sea elevada, con un coeficiente de variación del 47 %. En cuanto a la curva de distribución se puede observar que es aproximadamente normal, aunque con un ligero sesgo a la derecha (Figura 34). Los valores obtenidos en este estudio son similares a los que citan Trasar-Cepeda et al. (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal gallego (1.55 ± 0.89 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Los valores son algo más bajos que los encontrados por Turner et al. (2002) en prados de baja intensidad de manejo de Inglaterra y Gales, que indican un valor medio de 2.54 ± 1.12 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, con un coeficiente de variación del 44 %.

La mayor parte de los suelos (83%) presenta un valor entre 0.90 y 2.80 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1}\text{h}^{-1}$. Cabe destacar que tan sólo dos observaciones presentan un valor mayor de 3.00 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1}\text{h}^{-1}$, que son los suelos 54 y 60, en ambos casos se trata de prados con elevado contenido en materia orgánica. Entre los prados con menor contenido en esta enzima ($<0.90 \mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1}\text{h}^{-1}$), se encuentran los prados 11, 44 y 56, que tienen en común el hecho de ser suelos desarrollados sobre granitos o granodioritas y con un contenido en carbono bajo.

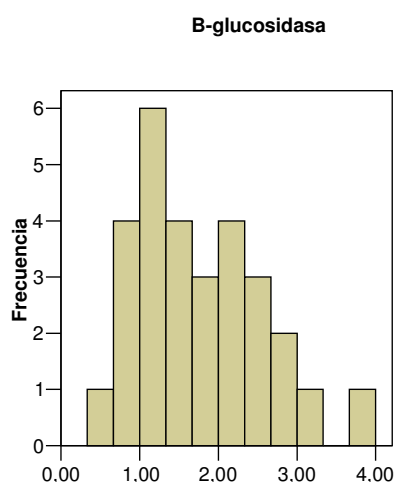


Figura 34. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad β -glucosidasa ($\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1}\text{h}^{-1}$).

3.1.4.3. Actividad invertasa

La actividad invertasa presenta un valor medio de $7.43 \pm 4.43 \mu\text{moles de glucosa g}^{-1}\text{h}^{-1}$, con un valor máximo de 19.50 y un valor mínimo de 1.39. El coeficiente de variación de los datos es elevado (60 %). El promedio encontrado en este estudio entra dentro del rango citado por Díaz-Molina (2003) que da un dato de $6.40 \pm 2.34 \mu\text{moles de glucosa g}^{-1}\text{h}^{-1}$ para horizontes Ah de suelos de prado gallegos.

La distribución en clases de frecuencia (Figura 35) de la actividad invertasa muestra un sesgo hacia la derecha, de manera que la mayor parte de los datos observados se concentran en valores bajos (el 72 % de los datos se concentran entre valores de 2.5 y 10 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1}\text{h}^{-1}$). La clase de frecuencias más abundante es la situada entre 2.5 y 5.0 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1}\text{h}^{-1}$ (28 % de las observaciones). Sólo se encuentran cuatro suelos en los intervalos extremos de 0 a 2.5 y de 17.5 a 20 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1}\text{h}^{-1}$. En el primer caso se trata de los suelos 11 y 44, que también poseían un

bajo valor de actividad β -glucosidasa, mientras que en el segundo caso se trata de los suelos 54 y 60, caracterizados por un elevado contenido en materia orgánica.

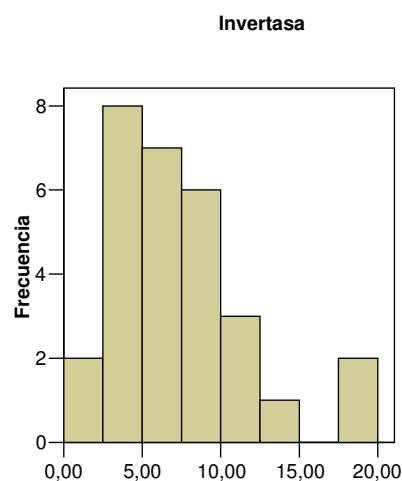


Figura 35. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad invertasa ($\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.1.4.4. Actividad proteasa-caseína

En los suelos de prado de baja intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de proteasa-caseína de 1.43 ± 0.59 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 41%), con un rango entre 0.45 y 2.83 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Estos valores son superiores a los encontrados por Díaz-Molina (2003) para suelos de prado gallegos (1.07 ± 0.45 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

El intervalo más frecuente de valores (Figura 36) fue el de 1.25 a 1.50 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (35% de las muestras), de forma que el 80 % de las muestras están distribuidas en el rango comprendido entre 0.75 y 2.25 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. La muestra que presenta un menor valor de esta actividad es la 56, suelo desarrollado sobre granodiorita, que presenta un valor de 0.45 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Por el contrario, las muestras 4, 6 y 60 (que presentan en los 3 casos un contenido en carbono mayor del 9 %) tienen un valor de actividad mayor de 2.25 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

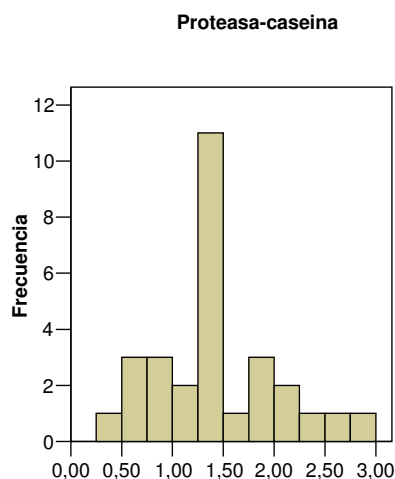


Figura 36. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad proteasa-caseína ($\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.1.4.5. Actividad proteasa-BAA

La actividad proteasa-BAA presentó por término medio un valor de 23.23 ± 12.75 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un coeficiente de variación del 55%. Los valores extremos son de 4.81 y $52.63 \mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

Los valores encontrados en este estudio se encuentran en un rango más amplio que los encontrados por Díaz-Molina que cita valores entre 3.52 y $21.51 \mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para suelos de prado gallegos o que los citados por Miguéns-Vázquez (2005) entre 6.83 y $31.54 \mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

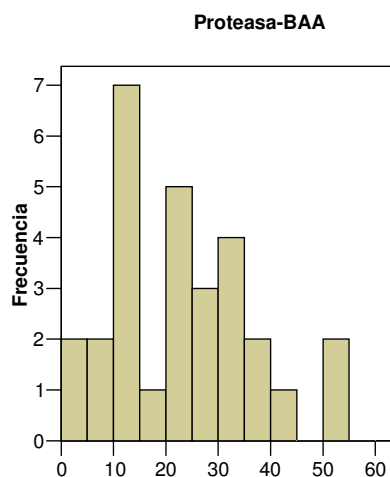


Figura 37. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad proteasa-BAA ($\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

La distribución de frecuencias (Figura 37) es bimodal, de manera que la mayor parte de los resultados (58 %) se encuentran en el intervalo entre 7 y 25 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, aunque otra gran cantidad de resultados se encuentran entre los valores de 25 y 50 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (31% de las observaciones experimentales), mientras que los valores por debajo de 7 o por encima de 50 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ son anecdóticos. En concreto, sólo los suelos 54 y 60 presentan un valor de actividad proteasa-BAA por encima del rango anteriormente citado.

3.1.4.6. Actividad ureasa

Los suelos de prado de baja intensidad de manejo gallegos presentan una actividad media de $34.96 \pm 45.52 \mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. El rango de medidas está comprendido entre 2.86 y 193.17 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Esta enorme dispersión de los datos obtenidos hace que el coeficiente de variación que éstos presenten sea del 130 %. El valor de ureasa obtenido para estos suelos es superior al obtenido por Díaz-Molina (2003) para suelos de prado gallegos (promedio de $10.66 \pm 5.48 \mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

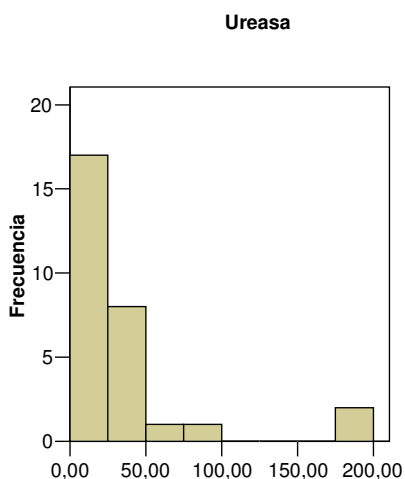


Figura 38. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad ureasa ($\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

En la Figura 38 se observa que existen 2 suelos que presentan una mayor cantidad de actividad ureasa, mayor en ambos casos de 175 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$; se trata de los suelos 22 (en el que había una abundante presencia de excrementos de caballo en el momento de la toma de muestra) y el prado 60 (que presenta un elevado nivel de

muchas otras propiedades bioquímicas, así como de carbono y nitrógeno totales). Sin embargo este tipo de valores no parecen ser habituales en prados de baja intensidad de manejo, ya que en el 86 % de las observaciones efectuadas se obtuvieron valores de actividad ureasa inferiores a $45 \mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

3.1.4.7. Actividad fosfodiesterasa

El valor medio de actividad fosfodiesterasa ha sido de $0.82 \pm 0.35 \mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en los suelos de prado de baja intensidad de manejo gallegos (coeficiente de variación del 43 %), con valores extremos de 0.16 y $1.65 \mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Estos valores son muy superiores a los encontrados por Díaz-Molina para suelos de prado gallegos ($0.41 \pm 0.11 \mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), pero son del orden de los encontrados por Trasar-Cepeda et al. (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal ($0.96 \pm 0.50 \mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

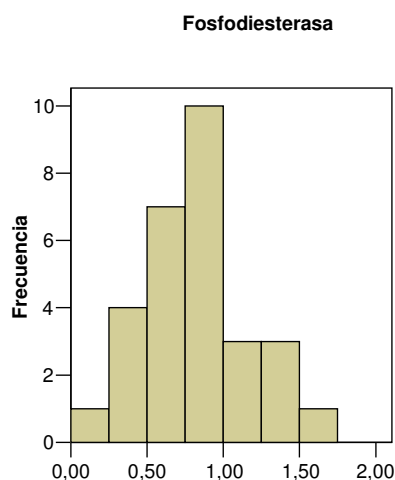


Figura 39. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad fosfodiesterasa ($\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

La distribución de frecuencias presenta forma de campana (Figura 39), siendo el intervalo más frecuente el de 0.75 a $1.00 \mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (34% de las muestras). Cabe destacar que el 83 % de las muestras se encuentran en un intervalo entre 0.25 y $1.25 \mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Sólo escapan a este intervalo las muestras 54 y 60, que también presentan una elevada actividad de otras múltiples propiedades bioquímicas y la muestra 44 que presenta un valor de $0.16 \mu\text{moles de } p\text{-}$

nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$; esta última muestra presenta un bajo contenido en carbono, aluminio e hierro, así como de varias propiedades bioquímicas.

3.1.4.8. Actividad fosfomonoesterasa

La distribución de valores de la actividad fosfomonoesterasa en suelos de prado de baja intensidad de manejo presenta forma de campana (Figura 40), aunque se encuentra ligeramente sesgada hacia la derecha. El valor medio es de 5.67 ± 2.55 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 45 %), con un rango de valores entre 1.45 y 12.84 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$. Este valor promedio de fosfomonoesterasa es superior al encontrado por Díaz-Molina (2003) para prados gallegos (1.87 ± 0.97 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

La mayoría de las observaciones se situaron entre 4.00 y 8.00 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (66 % de las observaciones). Cabe destacar que un gran número de datos presentan un valor inferior a 4.00 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (un 24 % de las observaciones), mientras que los valores por encima de 8.00 μmoles son escasos, ya que sólo los presentan los suelos 8, 54 y 60, suelos que presentan un elevado contenido de carbono total; por el contrario la menor actividad la presenta el suelo 55 que es un prado muestreado al borde de un río y que presenta un bajo contenido en materia orgánica.

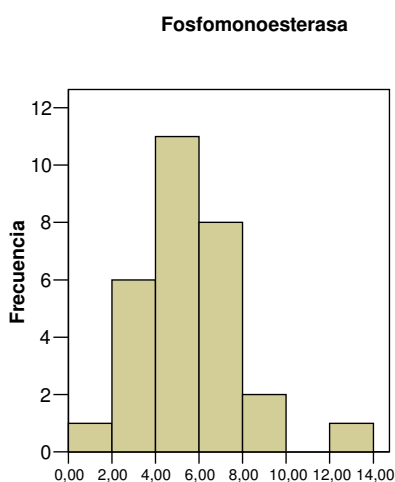


Figura 40. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad fosfomonoesterasa (μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

3.1.4.9. Actividad arilsulfatasa

En los suelos de prado de baja intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de arilsulfatasa de 0.59 ± 0.42 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 71%), con un rango entre 0.07 y 1.98 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Los valores encontrados en este estudio son muy superiores a los citados por Díaz-Molina (0.23 ± 0.10 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), pero similares a los encontrados por Trasar-Cepeda et al. (2000), que citan un valor de 0.45 ± 0.20 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$.

La distribución de valores se encuentra fuertemente sesgada a la derecha (Figura 41), de modo que la gran mayoría de valores se encuentran comprendidos entre 0.07 y 1.00 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (90 % de las observaciones). Los valores mayores de 1.00 $\mu\text{mol de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ son escasos, ya que sólo los presentan los suelos 8, 54 y 60, que son muestras recogidas en suelos con gran humedad. Cabe destacar que el intervalo de frecuencias más abundante (28 % de las observaciones) es el situado entre 0.50 y 0.75 $\mu\text{mol de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. El menor valor de actividad arilsulfatasa lo presenta el suelo 56, que es un suelo con un bajo contenido en materia orgánica.

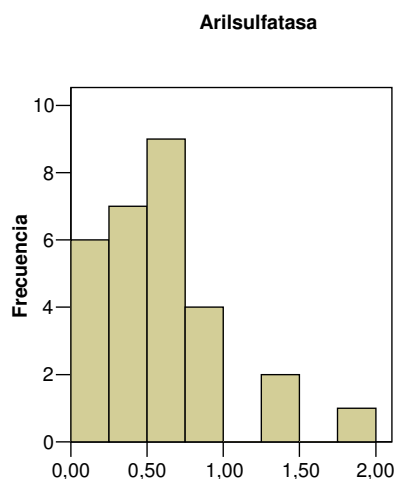


Figura 41. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de baja intensidad de manejo según su actividad arilsulfatasa ($\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.2. PRADOS DE ELEVADA INTENSIDAD DE MANEJO

3.2.1. Propiedades químicas

En la Tabla 13 se presentan los parámetros estadísticos de las diversas propiedades químicas (pH en agua y en KCl, carbono total, nitrógeno total, relación

C/N, fósforos asimilables y contenidos de aluminio e hierro amorfos) para los prados de elevada intensidad de manejo gallegos.

Tabla 13. Medias, máximos, mínimos, desviaciones estándar y coeficientes de variación de las propiedades químicas generales de los prados de elevada intensidad de manejo.

<i>Propiedad</i>	<i>Media</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>S.D.</i>	<i>C.V.</i>
<i>pH (H₂O)</i>	5.33	6.52	4.74	0.40	8
<i>pH (KCl)</i>	4.13	5.20	3.60	0.40	10
<i>Carbono (%)</i>	4.39	9.51	1.80	2.00	46
<i>Nitrógeno (%)</i>	0.337	0.690	0.150	0.142	42
<i>C/N</i>	13	16	10	2	15
<i>P asimilable (mg kg⁻¹)</i>	58.02	83.42	39.48	10.39	18
<i>Al₂O₃ (%)</i>	0.56	2.04	0.09	0.46	82
<i>Fe₂O₃ (%)</i>	0.51	1.11	0.11	0.25	49

Como se puede apreciar en esta Tabla 13 las propiedades que presentan una menor variabilidad son el pH (coeficientes de variación del 8 % para el pH medido en agua y del 10 % para el pH medido en KCl) y la relación C/N que presenta un coeficiente de variación del 15 %. El coeficiente de variación del fósforo asimilable es del 18 %, mientras que los contenidos de carbono, nitrógeno e hierro presentan una elevada variabilidad, con coeficientes de variación del 46, 42 y 49% respectivamente. Especialmente elevado es el coeficiente de variación del aluminio (82%).

3.2.1.1. pH

Por lo general, los suelos analizados presentan pH ligeramente ácido (AFES, 1995), ya que el valor medio para el conjunto de prados de alta intensidad de manejo es de 5.33 ± 0.40 . Los valores de pH en agua en este estudio son similares a los citados por Díaz-Molina (2003) para prados gallegos, que da un valor de 5.66 ± 0.22 para suelos de prado de alta intensidad de manejo en Galicia y ligeramente superiores a los encontrados para los prados de baja intensidad de manejo estudiados en este trabajo (5.29 ± 0.20).

El menor valor de pH en agua lo presenta el suelo 28, que presenta un valor de pH de 4.74, que es un suelo desarrollado sobre areniscas y pizarras y muestreado a una

altitud de 780 m sobre el nivel del mar, mientras que el mayor valor lo presenta el suelo 21 (pH de 6.52), que es un suelo formado sobre rocas básicas metamorfizadas.

La curva de distribución de frecuencias tiene forma de campana (Figura 42), y en ella se observa que casi la mitad de los suelos estudiados (49%) presentan un valor de pH en agua entre 5.00 y 5.50.

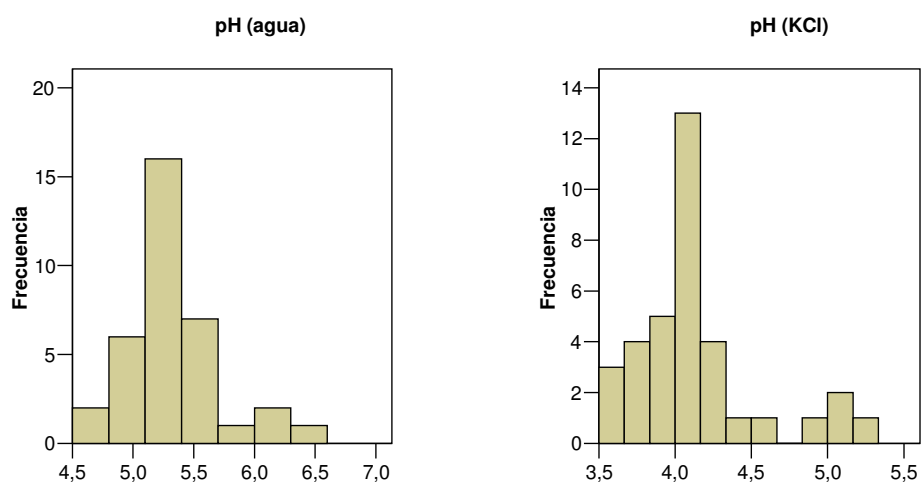


Figura 42. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su pH.

El pH en KCl presenta un valor medio de 4.13 ± 0.40 . Este valor es superior al citado por Leirós et al. (2000) para horizontes Ah de robledal (3.49 ± 0.32) e inferior al encontrado por Díaz-Molina (2003) para horizontes Ah de prados (5.07 ± 0.26). El valor es muy similar al encontrado en este estudio para suelos de prado de baja intensidad de manejo (4.16 ± 0.52).

La curva de distribución de frecuencias (Figura 42), se encuentra sesgada a la derecha. La clase de frecuencias más repetida es la que se encuentra entre pH 4.00 y 4.30 en la que se agrupan un 37 % de los datos. El rango de valores medidos para el pH en KCl oscila entre 5.20 y 3.35, de manera que el valor más elevado lo presenta nuevamente el suelo 21 (pH de 5.20) que es un suelo formado sobre rocas básicas metamorfizadas, mientras que el valor más bajo lo presenta el suelo 64 (pH de 3.60) que es un suelo desarrollado sobre paragneises.

3.2.1.2. Carbono total

Los valores de carbono total oscilan entre el 1.80 % y el 9.51 %, con un valor medio de 4.39 ± 2.00 . Los valores de contenido en carbono son similares a los encontrados por Díaz-Molina (2003) para prados gallegos, que da un valor medio de 4.75 ± 1.53 % e inferiores a los encontrados para los prados de baja intensidad de manejo, que presentan un contenido medio en carbono del 5.70 ± 2.86 %.

La mayoría de los datos se concentran en los intervalos centrales (Figura 43), de este modo, la mayoría de las muestras presentan contenidos en carbono entre el 2 y el 6 % (80 % de los datos), sin que exista un predominio claro de ninguna de las 4 clases establecidas en ese intervalo (Figura 43).

Los prados que presentan mayor contenido en carbono orgánico (más del 8 %) son los número 2 (sobre granodiorita), 5 (sobre esquistos y en pendiente), 9 (sobre esquistos y fertilizado recientemente con purín), mientras que los que presentan un menor contenido en carbono (inferior al 2 %) son el 10 (sobre esquistos y recientemente fertilizado) y el 17 (sobre filitas y esquistos).

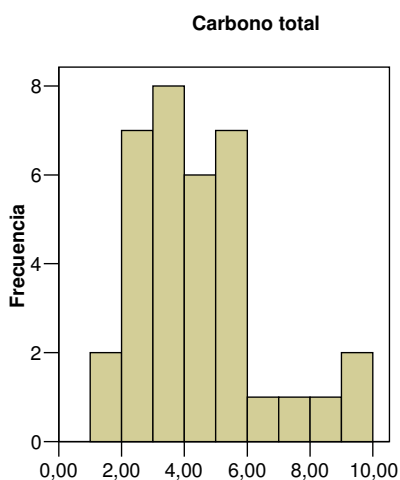


Figura 43. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su contenido en carbono ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$).

3.2.1.3. Nitrógeno total

El valor medio de nitrógeno total es de 0.337 ± 0.150 %, con un valor máximo de 0.690 y un mínimo de 0.150 %. Los contenidos en nitrógeno son algo inferiores a los

citados por Díaz-Molina (2003), que cita un valor de 0.421 ± 0.120 %, e inferiores a los encontrados en los suelos de prado de baja intensidad de manejo (0.449 ± 0.227 %).

El nitrógeno total presenta una curva de distribución de frecuencias muy irregular (Figura 44); el intervalo de valores más abundante es el situado entre 0.150 y 0.200 % (20 % de las observaciones). La mayoría de los valores (83 % de los datos) se encuentran entre 0.150 y 0.450 %.

El suelo que presenta un mayor contenido en nitrógeno total es el número 2, que también presentaba un elevado contenido en carbono (mayor que el 9.00 %), mientras que el suelo que presenta un menor contenido en nitrógeno es el número 49, que es un suelo desarrollado sobre granito que también presenta un contenido en carbono bajo (inferior al 2.50 %).

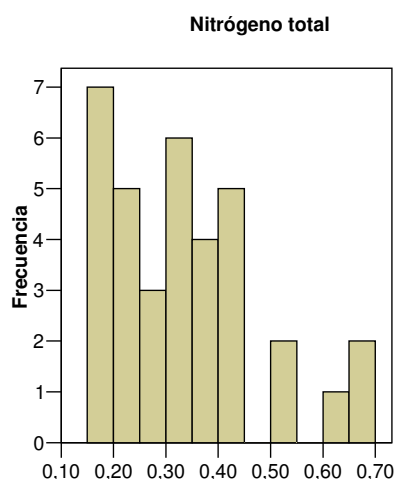


Figura 44. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su contenido en nitrógeno ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$).

3.2.1.4. Relación C/N

La relación entre el contenido de carbono y el contenido de nitrógeno presenta un valor medio de 13 ± 2 , con una dispersión de valores con respecto a la media menor que el contenido de carbono total o de nitrógeno total por separado (15 % frente al 46 % del carbono total o 42 % del nitrógeno total). Los valores oscilan entre 10 y 16. Según la clasificación de Duchaufour (1984) el 23 % de los suelos tienen materia orgánica de tipo mull, ya que presentan contenidos en materia orgánica menores de 12, mientras que el 77 % de los suelos la presentan de tipo moder, ya que muestran relaciones entre 12 y 20. Las muestras con mayor relación C/N son los prados 34 y 50, que han sido

muestreados en Portomarín y Morgade, respectivamente, mientras que los que presentan una menor relación son los prados 17, 30 y 40, que han sido muestreados en Miño, A Pastoriza y Piñor.

Los valores obtenidos para la relación C/N son similares a los de horizontes Ah de suelos bajo vegetación de robledal (Leirós et al., 2000) y a los de suelos de prado de elevada intensidad de manejo (Díaz-Molina, 2003), que presentan valores entre 12 y 17 y entre 7 y 20, respectivamente. El valor medio aquí observado es idéntico al obtenido en este estudio para los suelos de prado de baja intensidad de manejo (13 ± 2).

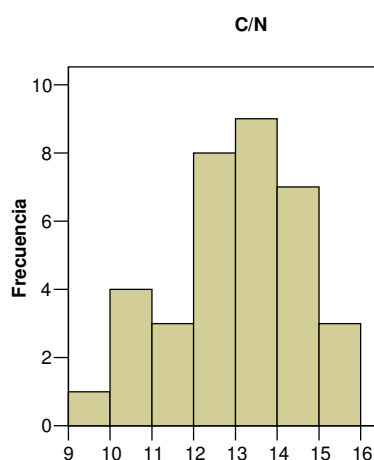


Figura 45. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su relación C/N.

3.2.1.5. Fósforo asimilable

El contenido en fósforo asimilable presenta un valor medio de 58.02 ± 10.39 mg kg⁻¹ y oscila entre 39.48 y 83.42 mg kg⁻¹. La distribución de valores es semejante a una distribución normal (Figura 46). El valor mínimo de fósforo asimilable lo presenta el suelo 39, que es un prado de reciente implantación, mientras que el valor más elevado lo presenta el suelo 33, que es un prado sobre esquistos muestreado en A Golada. Los resultados de fósforo obtenidos son similares a los que da Díaz-Molina (2003) para prados fertilizados (59.51 ± 21.89 mg kg⁻¹) y mucho más elevados que el valor de 18.84 ± 7.32 mg kg⁻¹ obtenido para prados de baja intensidad de manejo en este estudio.

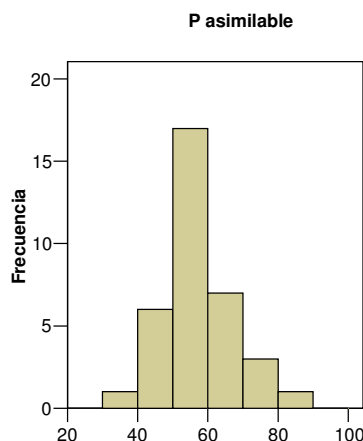


Figura 46. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su contenido en fósforo asimilable (mg kg^{-1}).

3.2.1.6. Óxidos de aluminio

En los suelos de prado de elevada intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de óxidos de aluminio de 0.56 ± 0.46 % (coeficiente de variación del 82 %), con un rango entre 0.09 y 2.04 %. Los valores encontrados en este estudio son algo más bajos que los encontrados por Leirós et al. (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal (0.93 ± 0.51 %), aunque se encuentran dentro del rango que cita García-Rodeja (1983), que da valores entre 0.08 y 4.89 % para suelos gallegos sometidos a diferentes usos (cultivo, prado, bosque, matorral). El valor medio obtenido para estos prados es ligeramente inferior al de los prados de baja intensidad de manejo de este mismo estudio (0.67 ± 0.52 %).

La distribución de valores (Figura 47) se encuentra fuertemente sesgada a la derecha, de modo que un 63% de los resultados se encuentra entre el valor mínimo medido (0.09 %) y el 0.50 % de contenido en aluminio. Entre los suelos con mayor contenido en aluminio (mayor que 1.00 %) predominan los desarrollados sobre esquistos (suelos 5, 9, 16, 23 y 33), aunque también hay suelos desarrollados sobre otros materiales como son granodioritas (suelo 2), paragneis (suelo 20) y pizarras (suelo 34). Entre los suelos con bajo contenido en aluminio (menor que 0.25 %), abundan aquéllos cuyo material de partida es granitos y granodioritas (suelos 38, 49, 50, 51, 62), de manera que sólo 1 suelo es una excepción a este comportamiento (suelos 17 sobre esquistos).

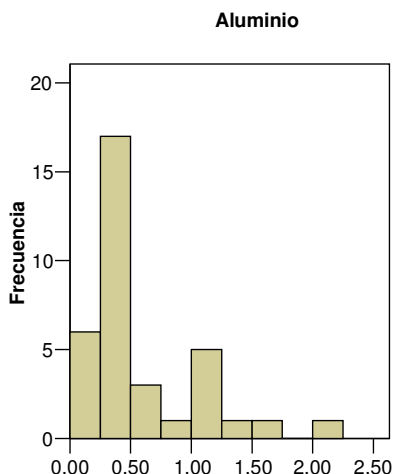


Figura 47. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su contenido en aluminio ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$).

3.2.1.7. Óxidos de hierro

A la vista de la distribución de frecuencias del contenido en óxidos de hierro (Figura 48), se observa que presenta valores entre 0.11 y 1.11 %, con un valor medio de 0.51 ± 0.25 %. Sólo existe un valor mayor del 1 %. El intervalo de frecuencias más abundante (Figura 48) es el situado entre los valores de 0.30 y 0.40 % (20 % de los datos). Los contenidos en hierro menores que el 0.20 % se presentan en suelos que presentan el granito como material de partida (suelos 47, 50, 51, 62).

Los suelos con mayor contenido en hierro (mayor del 0.80 %) son los suelos 2, 9, 16, 20, 33 y 46, que en general presentan como material de partida esquistos (suelos 9, 16, 33 y 46), aunque en ocasiones el material de partida es granodiorita (suelo 2) o paragneis (suelo 20).

Los contenidos en óxidos de hierro amorfos hallados en este estudio son bajos comparados con los de horizontes Ah de suelos de robledal gallegos (Leirós et al., 2000), que presentan un promedio de 0.93 ± 0.51 %, aunque se encuentran dentro del rango que cita García-Rodeja (1983) que da valores entre 0.03 y 2.83 % para suelos gallegos sometidos a diferentes usos (cultivo, prado, bosque, matorral). Los valores aquí obtenidos son ligeramente inferiores a los de los prados de baja intensidad de manejo de este mismo estudio (0.72 ± 0.52 %).

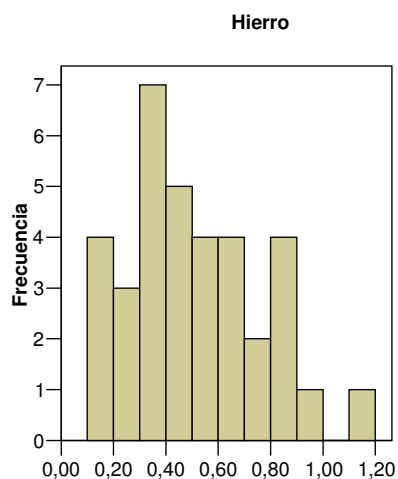


Figura 48. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su contenido en hierro ($\text{g } 100 \text{ g}^{-1}$).

3.2.1.8. Análisis granulométrico y textura

La granulometría de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo gallegos muestra una amplia variabilidad en cuanto a la proporción en la que están presentes las fracciones de los distintos tamaños de grano, como ocurría en el caso de los prados de baja intensidad de manejo.

En la Tabla 14 se pueden observar los parámetros estadísticos para las granulometrías de los suelos.

Tabla 14. Medias, máximos, mínimos, desviaciones estándar y coeficientes de variación para el análisis granulométrico de los suelos de prado gallegos de elevada intensidad de manejo.

<i>Fracción</i>	<i>Media</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>S.D.</i>	<i>C.V.</i>
<i>Arena gruesa (%)</i>	29	61	7	14	48
<i>Arena fina (%)</i>	25	39	11	7	28
<i>Limo grueso (%)</i>	9	20	3	3	33
<i>Limo fino (%)</i>	18	43	7	8	43
<i>Arcilla (%)</i>	19	39	11	5	26

Los porcentajes medios de la fracción arena gruesa y arena fina son similares entre sí (29 ± 14 y 25 ± 7 %, respectivamente); algo menores son los porcentajes medios de las fracciones limo fino y arcilla (18 ± 8 y 19 ± 5 %, respectivamente). La fracción

limo grueso se encuentra en un menor porcentaje ($9\pm3\%$). La dispersión de valores es mayor en la fracción de arena gruesa (48 % de coeficiente de variación) y limo fino (43 % de coeficiente de variación) y menor en las fracciones de arena fina, limo grueso y arcilla (28, 33 y 26 % respectivamente).

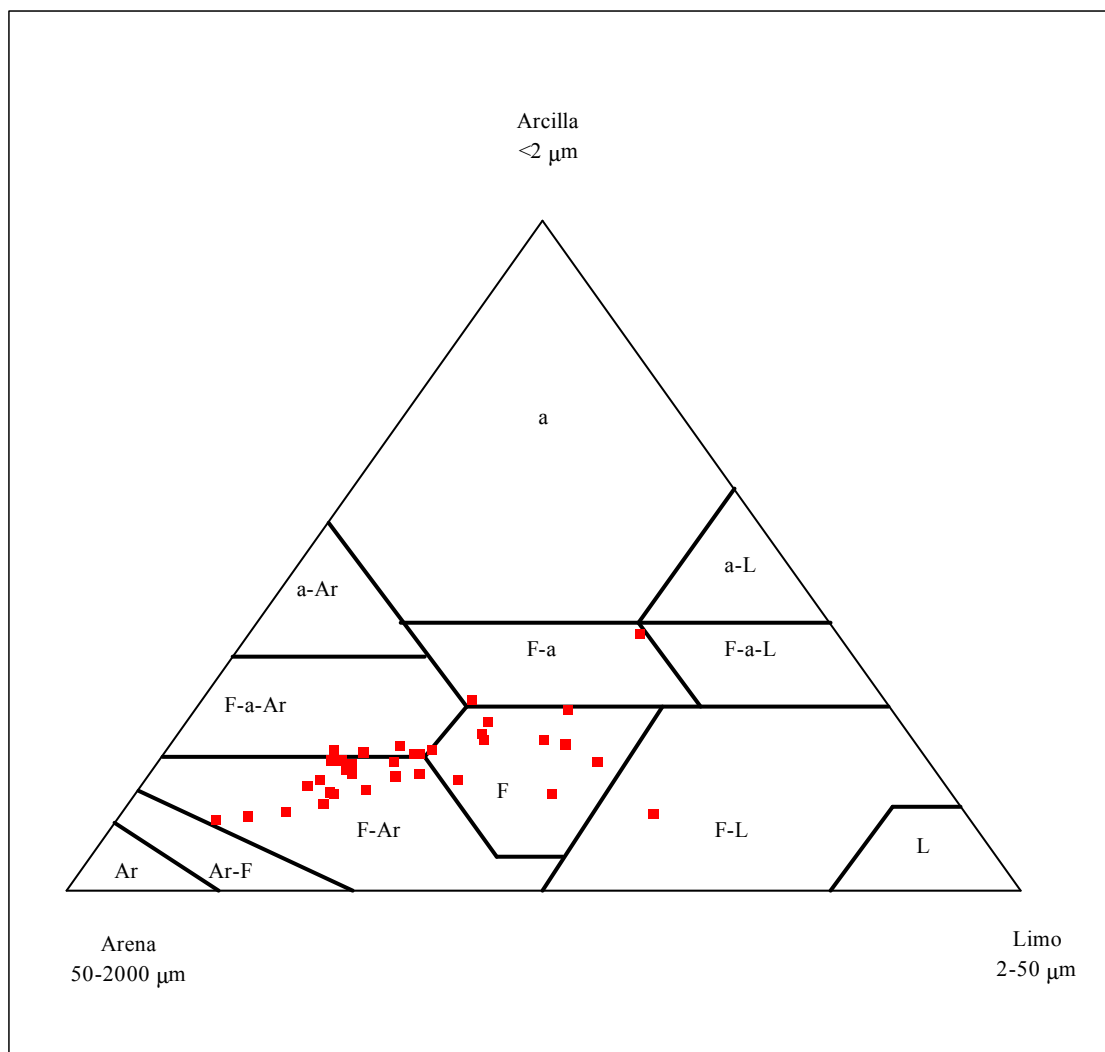


Figura 49. Clases texturales de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo.

En la Figura 49 se puede observar las clase de textura que presentan los 35 suelos de prado de elevada intensidad de manejo gallegos estudiados. Analizando la textura en función del material de partida de los suelos, se observa que, en general, los suelos que presentan un material de partida de granito presentan textura franco-arenosa; esto ocurre en el caso de los suelos 7, 39, 40, 47, 49, 50, 51, 62 y 63; la única excepción es el suelo 32 que aunque presenta material de partida de granito tiene textura franco-

arcillo-arenosa. También se observa que los dos suelos desarrollados sobre paragneises (20 y 61) presentan textura franco-arcillo-arenosa, mientras que los suelos desarrollados sobre granodioritas presentan texturas franco-arenosa (suelos 2 y 25) o franco-arcillo-arenosas (suelo 38). Por otra parte, los suelos desarrollados sobre esquistos son mucho más heterogéneos en cuanto a la clase textural en la que se agrupan, ya que pueden ser de textura franca (suelos 3, 16, 17 y 33), franco-arenosa (suelos 5, 9, 24, 41, 46 y 48), franco-arcillosa (suelo 23), franco-limosa (suelo 10) o franco-arcillo-arenosa (suelo 26).

En la Figura 50 se puede observar la distribución de frecuencias de las diferentes texturas encontradas para los suelos de prado de elevada intensidad de manejo. Se puede observar que, en general, los suelos presentan una textura equilibrada, de manera que las texturas predominantes son la franco-arenosa (49 % de los casos) y la franca (26 % de los casos), también existen bastantes casos de suelos con textura franco-arcillo-arenosa (el 17 % de los datos), mientras que sólo se contabilizan dos suelos con textura franco-arcillosa y uno con textura franco-limosa.

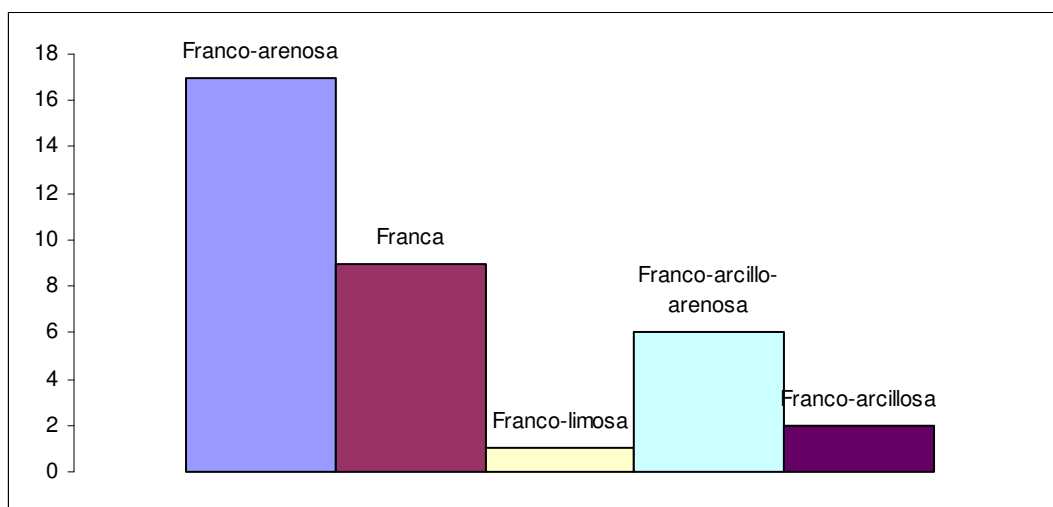


Figura 50. Distribución de frecuencias de las diferentes texturas encontradas para los suelos de prado de elevada intensidad de manejo.

3.2.3. Parámetros bioquímicos generales

En la Tabla 15 se observa que la variabilidad que presentan las propiedades bioquímicas generales en las 35 muestras analizadas son similares en cada uno de los

parámetros medidos. La catalasa presenta una variabilidad un poco menor que las otras propiedades, ya que su coeficiente de variación es del 32 %.

Tabla 15. Media, máximo, mínimo, desviación estándar y coeficientes de variación para los parámetros bioquímicos generales de los suelos de prado gallegos de elevada intensidad de manejo.

<i>Propiedad</i>	<i>Media</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>S.D.</i>	<i>C.V.</i>
<i>Carbono lábil</i> ¹	259	728	105	107	41
<i>C-biomasa</i> ¹	375	949	132	169	45
<i>Respiración</i> ²	328	604	43	142	43
<i>qCO₂</i> ³	3.94	8.75	1.13	1.82	46
<i>Catalasa</i> ⁴	1.42	2.30	0.64	0.45	32
<i>Deshidrogenasa</i> ⁵	0.56	1.16	0.19	0.23	41

¹ mg kg⁻¹ suelo, ² µg de C-CO₂ desprendido mg de carbono⁻¹ 10 días⁻¹, ³ µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de carbono⁻¹, ⁴ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹, ⁵ µmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹.

3.2.3.1. Carbono lábil

En los suelos de prado de elevada intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de carbono lábil de 259±107 mg de carbono kg⁻¹ de suelo (coeficiente de variación del 41%), con un rango entre 105 y 728 mg de carbono kg⁻¹ de suelo.

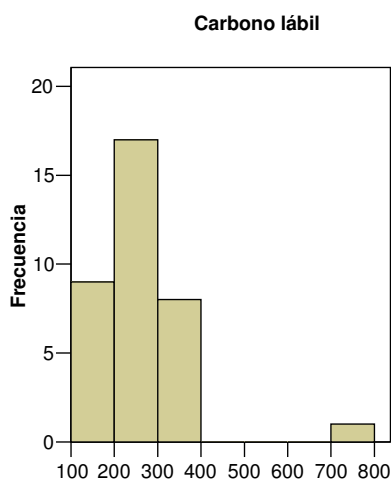


Figura 51. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su contenido en carbono lábil (mg kg⁻¹).

La distribución de valores (ver Figura 51) se concentra en los valores entre 100 y 400 mg de carbono kg⁻¹ de suelo, de modo que sólo un dato escapa fuera de ese

intervalo, se trata del suelo 3, muestreado en el municipio de Carballo, que presenta un valor de carbono lábil de 728 mg de carbono kg^{-1} de suelo. La clase de frecuencias más abundante es la de valores entre 200 y 300 mg de carbono kg^{-1} de suelo en la que se concentran el 49 % de los datos.

3.2.3.2. Carbono asociado a la biomasa microbiana

En los suelos de prado de elevada intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de C-biomasa de 375 ± 169 mg de carbono kg^{-1} de suelo (coeficiente de variación del 45 %), con un rango de valores entre 132 y 949 mg de carbono kg^{-1} de suelo. Los datos obtenidos en este estudio son ligeramente inferiores a los citados por Díaz-Molina (2003) para prados gallegos de elevada intensidad de manejo, que encontró un valor de 503 ± 125 mg de carbono kg^{-1} de suelo, aunque son mucho menores que los encontrados en la primera parte del estudio para suelos de prado de baja intensidad de manejo (688 ± 462 mg de carbono kg^{-1} de suelo).

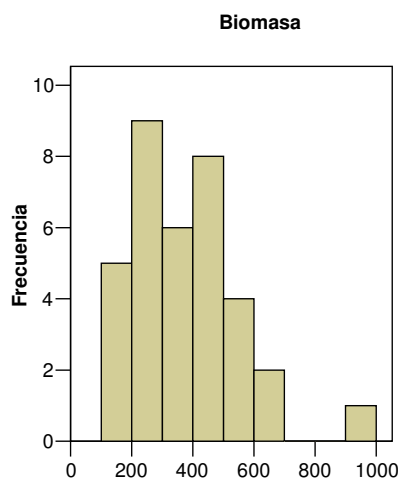


Figura 52. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su contenido en C-biomasa (mg kg^{-1}).

La distribución de valores (Figura 52) tiene forma aproximada de campana. La mayoría de los datos (63 %) se concentran en el intervalo entre 200 y 500 mg de carbono kg^{-1} de suelo. El prado que presenta un mayor contenido en C-biomasa es el número 38 (949 mg de carbono kg^{-1} de suelo), que es un prado algo descuidado, como revela la presencia de diente de león (género *Taraxacum*). Los prados que presentan un menor contenido de C-biomasa (inferior a 200 mg de carbono kg^{-1} de suelo), son los

suelos 24, 29, 51, 63 y 64, que presentan en común el hecho de ser suelos muestreados en zonas interiores de Galicia y de tener un contenido en carbono orgánico inferior al promedio de los 35 prados de alta intensidad de manejo muestreados.

3.2.3.3. Respiración basal

La cantidad de CO₂ desprendido durante las incubaciones de 10 días en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo gallegos osciló entre 43 y 604 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo, con un valor medio de 328±142 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo (coeficiente de variación del 43%), que es un resultado prácticamente similar al obtenido por Díaz-Molina (2003) para prados de elevada intensidad de manejo gallegos (347±184 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo).

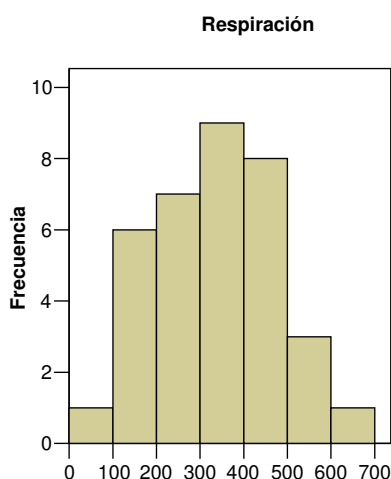


Figura 53. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su respiración basal (mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo).

La distribución de valores (Figura 53) tiene forma de campana y se encuentra centrada en el intervalo entre 300 y 400 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo, en el que se localizan el 23 % de los datos. Cabe destacar que las observaciones por encima de 550 o por debajo de 100 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo son anecdóticas, ya que por encima del valor de 550 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo sólo se encuentran los suelos 20 y 23, que son suelos con un mayor contenido en materia orgánica (más del 6.5 % de carbono orgánico) que el promedio de los 35 suelos de elevada intensidad de manejo estudiados (4.39±2.00 %). El único suelo que presenta una respiración menor de 100 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo es el número 51, que

además, presenta contenidos muy bajos en materia orgánica (tanto carbono como nitrógeno), así como en hierro y aluminio extraíbles con oxálico-oxalato.

3.2.3.4. Constantes cinéticas de la respiración

En cuanto a la cinética de la mineralización de la materia orgánica del suelo se observa, como ocurría en el caso de los prados de baja intensidad de manejo, la presencia de dos tipos de sustratos: uno más lábil, que se mineraliza desde el principio de la incubación hasta el cuarto día, y otro, más recalcitrante, que se mineraliza desde el cuarto día hasta el final de la incubación. Procediendo de la forma explicada en el apartado 4.1.3.3. se calculan las constantes cinéticas k_1 y k_2 .

La constante k_1 presenta un valor medio de $17 \cdot 10^{-4} \pm 7 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹ (coeficiente de variación del 49 %), de modo que los valores obtenidos se encuentran en un rango entre $39 \cdot 10^{-4}$ y $5 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹. En cuanto a la distribución de valores (Figura 54) se puede observar que la mayoría de los datos (51 %) se encuentran comprendidos entre valores de $13 \cdot 10^{-4}$ y $20 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹. El menor valor de k_1 lo presenta el suelo 51, que es un suelo muy pobre en materia orgánica, muestreado en Oimbra del que ya se habló anteriormente. Cabe destacar que valores de k_1 por encima de $30 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹ son excepcionales y sólo los presentan los suelos 7, 17 y 30 que son suelos que presentan un bajo contenido en materia orgánica con respecto al promedio de los 35 suelos de prado de elevada intensidad de manejo analizados; de hecho entre estos tres suelos, el que presenta una mayor contenido en carbono orgánico es el suelo 7 que presenta un 3.72 % (bastante menor que el 4.39 % de promedio para los 35 suelos de elevada intensidad de manejo). Los valores por debajo de $6 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹ también son muy extraños, ya que sólo aparecen en el suelo 51 que es un suelo desarrollado sobre granito con contenidos muy bajos en materia orgánica (tanto carbono como nitrógeno), así como en hierro y aluminio extraíbles con oxálico-oxalato.

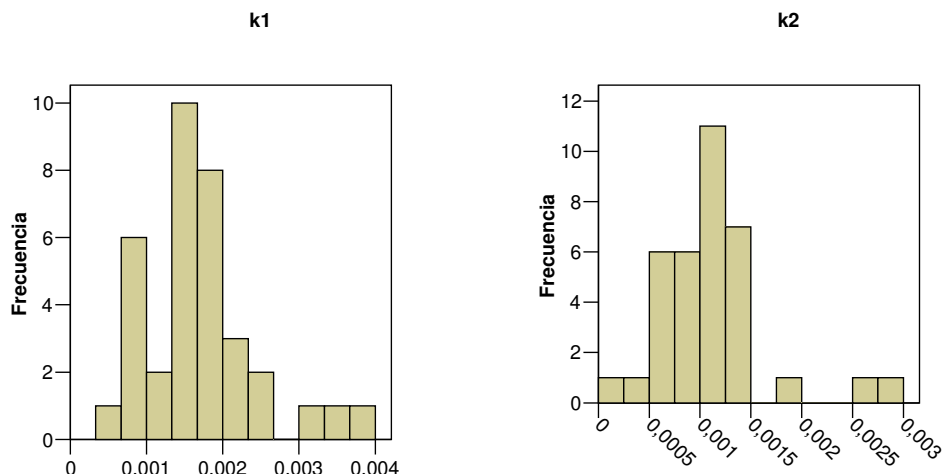


Figura 54. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según sus valores de k_1 y k_2 (días⁻¹).

En cuanto a los valores de k_2 presentan un valor medio de $11 \cdot 10^{-4} \pm 5 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹ (coeficiente de variación de 45 %), lo que representa un valor del 65 % de k_1 distribuyéndose los valores en un rango entre $28 \cdot 10^{-4}$ y $2 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹, de modo que el mayor valor lo presenta el suelo 19, que es un prado degradado en el que pacían caballos en el momento de la toma de muestra, mientras que el menor valor lo presenta nuevamente el suelo 58. En cuanto a la distribución de valores (ver Figura 54), se puede observar que la mayor parte de los datos (82 %) se encuentran comprendidos entre valores de $5 \cdot 10^{-4}$ y $15 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹. Los menores valores de k_2 (inferiores a $6 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹) los presentan los suelos 16, 51 y 63; el suelo 16 es un suelo desarrollado sobre esquistos, mientras que los suelos 51 y 63 se originaron a partir de granitos. Los suelos con un mayor valor de k_2 (superior a $20 \cdot 10^{-4}$ días⁻¹) son los suelos 17 y 30, que son suelos que también presentan un elevado de k_2 y que tienen bajo contenido en materia orgánica (inferior al 2.50 %).

En la Figura 55 se observa la distribución de k_2/k_1 presenta un valor del 65 ± 11 %. Esta relación oscila entre valores del 40 y del 92 %, de manera que para la mayor parte de los suelos (60 % de las muestras estudiadas) presenta valores entre 50 y 70 %. Los menores valores de esta relación los muestran los suelos 16 y 51, que presentan una respiración bastante baja (< 250 mg C-CO₂ kg⁻¹ suelo), mientras que el suelo que presenta un mayor valor de esta relación es el suelo 21, que es un suelo de pH bastante

elevado, desarrollado sobre rocas básicas y que presenta un valor aún más bajo de respiración ($< 250 \text{ mg C-CO}_2 \text{ kg}^{-1} \text{ suelo}$).

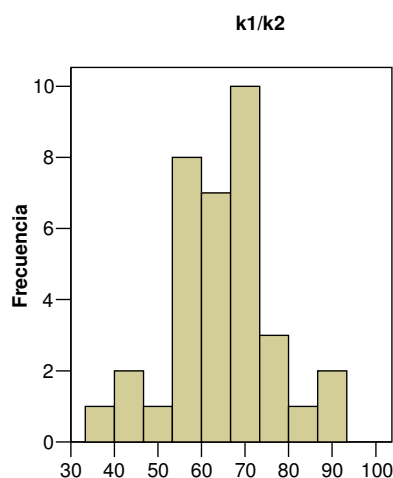


Figura 55. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según sus valores de $100 \cdot k_2/k_1$.

3.2.3.5. $q\text{CO}_2$

El coeficiente $q\text{CO}_2$ presentó por término medio un valor de $3.94 \pm 1.82 \text{ } \mu\text{g de C-CO}_2 \text{ desprendido h}^{-1} \text{ mg de carbono}^{-1}$, lo que representa un coeficiente de variación del 46 %. Los valores extremos son de 1.13 y $8.75 \text{ } \mu\text{g de C-CO}_2 \text{ desprendido h}^{-1} \text{ mg de carbono}^{-1}$. El suelo que ha presentado el menor valor de $q\text{CO}_2$ es el suelo 51, del que ya se habló anteriormente debido a la baja respiración que presenta, mientras que el que presenta un mayor valor es el suelo 2 que es un suelo desarrollado sobre granodioritas con un elevado contenido en carbono (mayor que 9.07 %) y un bajo contenido en biomasa microbiana ($206 \text{ mg de carbono kg}^{-1} \text{ de suelo}$).

En cuanto a la distribución de frecuencias (Figura 56), cabe destacar que la mayoría de los resultados (62 % de los datos) se encuentran repartidos en el intervalo entre 2.00 y $4.00 \text{ } \mu\text{g de C-CO}_2 \text{ desprendido h}^{-1} \text{ mg de carbono}^{-1}$.

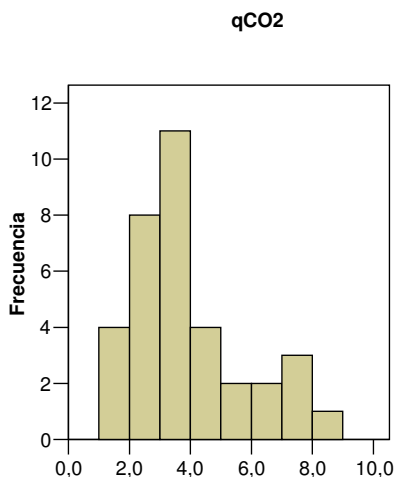


Figura 56. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su valor de qCO_2 (μg de $C-CO_2$ desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$).

3.2.3.6. Actividad catalasa

La actividad catalasa presentó por término medio un valor de 1.42 ± 0.45 mmoles de H_2O_2 consumida $g^{-1} h^{-1}$ (coeficiente de variación del 46 %). Los valores encontrados en este estudio son algo superiores a los que cita Díaz-Molina (2003), que da un valor de 1.26 ± 0.47 mmoles de H_2O_2 consumida $g^{-1} h^{-1}$ para prados gallegos de elevada intensidad de manejo y algo inferiores a los encontrados en la primera parte de este estudio para los prados gallegos de baja intensidad de manejo (1.72 ± 0.84 mmoles de H_2O_2 consumida $g^{-1} h^{-1}$).

La distribución de valores (Figura 57) es irregular, con un grupo de valores agrupado en el intervalo entre 0.84 y 1.50 mmoles de H_2O_2 consumida $g^{-1} h^{-1}$ (en el que se encuentran el 56 % de los datos) y otro grupo de datos en el intervalo entre 1.64 y 2.33 mmoles de H_2O_2 consumida $g^{-1} h^{-1}$ (en donde se agrupan el 35 % de los datos). Los prados 62 y 63 (en ambos casos desarrollados sobre granitos, de textura franco-arenosa y muestreados a 100 metros de altitud sobre el nivel del mar) destacan por su bajo valor de actividad catalasa, menor de 0.66 mmoles de H_2O_2 consumida $g^{-1} h^{-1}$.

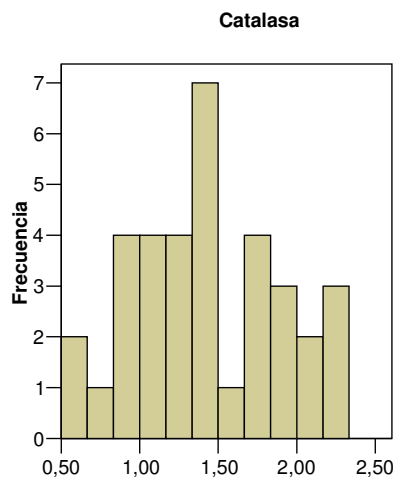


Figura 57. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad catalasa (mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹).

3.2.3.7. Actividad deshidrogenasa

Los suelos de elevada intensidad de manejo estudiados presentan un valor medio de actividad deshidrogenasa de 0.56 ± 0.23 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un coeficiente de variación del 41 %. Los valores extremos son de 0.19 y 1.16 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Los valores obtenidos en este estudio son superiores tanto a los encontrados por Leirós et al. (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal (promedio 0.21 ± 0.05 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) como a los encontrados por Díaz-Molina (2003) para prados de elevada intensidad de manejo (promedio 0.39 ± 0.14 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), aunque son similares a los encontrados por Leirós et al. (2000) para horizontes O de suelos de robledal (promedio 0.56 ± 0.21 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

La mayoría de los resultados se encuentran repartidos en el intervalo entre 0.40 y 0.70 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (Figura 58). Los valores menores que 0.20 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ son anecdóticos, ya que sólo existe un suelo que los presente que es el número 29 que fue muestreado en el municipio de Baleira. Es interesante destacar que existen 3 suelos que presentaron valores mucho más elevados que el resto de las muestras (mayores de 1.10 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), que son los número 9, 38 y 47; en el caso de las muestras 9 y 47 estos valores elevados se pueden explicar por recientes fertilizaciones, mientras que en el prado 38 resulta difícil de explicar, ya que es un prado no excesivamente cuidado en comparación con la mayoría de los prados de elevada intensidad de manejo estudiados.

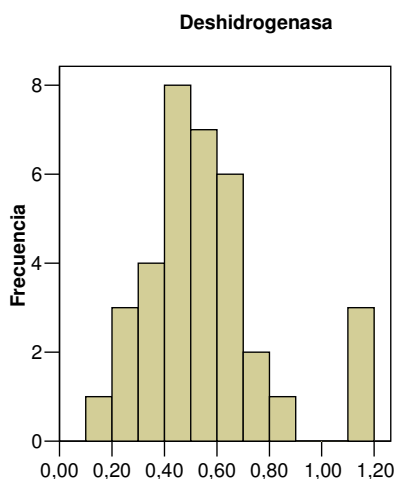


Figura 58. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad deshidrogenasa ($\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.2.3.8. Mineralización de nitrógeno

En la Tabla 16 se observan, tanto los contenidos iniciales como la cantidad mineralizada, de nitrógeno amoniacal, nitrato y nitrógeno inorgánico total de los suelos de baja intensidad de manejo analizados.

Tabla 16. Media, máximo, mínimo, desviación estándar y coeficientes de variación para el nitrógeno inorgánico y para la mineralización de nitrógeno de los suelos de prado gallegos de baja intensidad de manejo.

	Media	Máximo	Mínimo	S.D.	C.V.
<u>Nitrógeno inicial</u>					
Amoniacal (mg kg^{-1})	6.27	37.02	1.51	7.19	115
Nitrato (mg kg^{-1})	7.93	64.92	0	7.07	157
Total (mg kg^{-1})	14.20	101.94	2.61	18.27	129
<u>Nitrógeno mineralizado</u>					
Amoniacal (mg kg^{-1})	0.62	15.81	-32.55	7.07	1140
Nitrato (mg kg^{-1})	16.59	86.51	-5.68	17.03	103
Total (mg kg^{-1})	17.21	53.96	-3.49	13.03	76

Lo primero que llama la atención en la Tabla 16 es la alta variabilidad que presentan los datos. Además, contrariamente a lo que ocurría para los suelos de prado de baja intensidad de manejo, el nitrógeno inorgánico se encuentra predominantemente en

forma nítrica. De este modo, el nitrógeno amoniacal presenta un valor promedio de $6.27 \pm 7.19 \text{ mg kg}^{-1}$ en los 35 suelos estudiados, mientras que las formas nítricas de nitrógeno presentan un valor promedio de $7.93 \pm 7.07 \text{ mg kg}^{-1}$. El contenido en nitrógeno inorgánico amoniacal oscila entre valores extremos de 1.51 y 37.02 mg kg^{-1} , mientras que el valor de nitrato se encuentra en un rango entre 0 y 64.92 mg kg^{-1} . Al considerar ambas formas conjuntamente se encuentra que el nitrógeno inorgánico total muestra valores que oscilan entre 2.61 y $101.94 \text{ mg kg}^{-1}$, presentando un valor medio de $14.20 \pm 18.27 \text{ mg kg}^{-1}$.

En cuanto a la distribución de frecuencias del nitrógeno inorgánico total (Figura 59) se observa que la mayoría de los valores (59 %) son menores de 10.00 mg kg^{-1} . Destaca el elevado valor de nitrógeno inicial de la muestra 23 ($101.94 \text{ mg kg}^{-1}$), que es el único suelo con textura franco-arcillosa y que fue muestreado en el municipio de Villalba. También presentan un elevado contenido en nitrógeno inorgánico total (mayor de 40.00 mg kg^{-1}) las muestras 47 y 64. Este elevado contenido se debe, probablemente, en el caso del prado 47 a una reciente fertilización con purín.

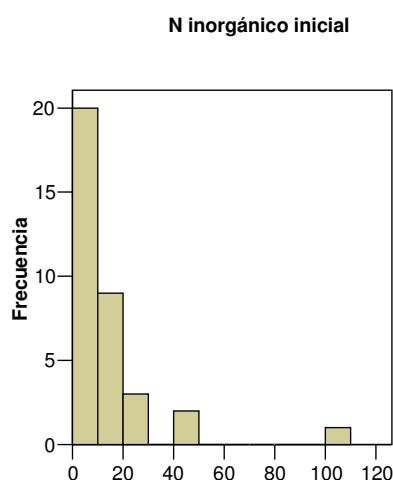


Figura 59. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su contenido en nitrógeno inorgánico total (mg kg^{-1}).

En cuanto al nitrógeno amoniacal (Figura 60), la mayoría de los datos (un 68 %) se concentra en el intervalo entre 0.00 y 5.00 mg kg^{-1} , mientras que en el caso de los nitratos (Figura 58) también se produce esta concentración en el mismo rango de valores, si bien en esta ocasión el 71 % de los datos se encuentran a valores menores de 10.00 mg kg^{-1} . En cuanto al nitrógeno amoniacal los prados que más se alejan de la

media (valores superiores a 10.00 mg kg^{-1}) son los número 3, 10, 23 y 64 que son todos prados que presentan esquistos como material de partida. Además, en el caso del prado 10 cabe destacar que en el momento de la toma de muestra se encontraron indicios de que había sido fertilizado recientemente. En el caso de los nitratos los suelos que más se alejan del comportamiento medio son el 23 y el 47, de las que se habló con anterioridad en este mismo apartado.

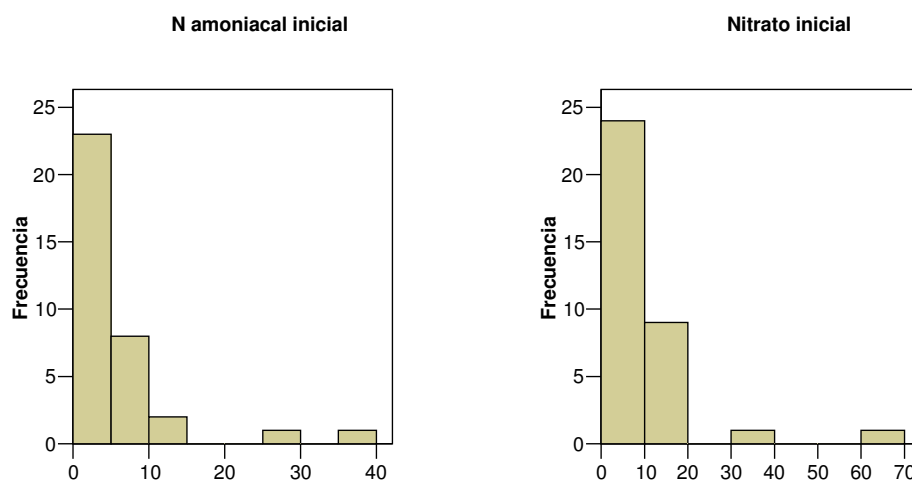


Figura 60. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su contenido en amonio y en nitrato (mg kg^{-1}).

Tal como se muestra en la Tabla 16, el incremento de nitrógeno inorgánico amoniacal durante los diez días de la incubación tuvo un valor medio de $0.62 \pm 7.07 \text{ mg kg}^{-1}$, con valores que oscilaron entre -32.50 y 15.81 mg kg^{-1} . En el caso de los nitrato ese valor promedio es de $16.59 \pm 17.03 \text{ mg kg}^{-1}$, con valores que oscilaron entre -5.68 y 86.51 mg kg^{-1} ; mientras que en el caso del nitrógeno inorgánico total el valor medio de nitrógeno mineralizado es de $17.21 \pm 13.03 \text{ mg kg}^{-1}$, con valores que varían entre -3.49 y 53.96 mg kg^{-1} .

En cuanto a la distribución de frecuencias, en el caso del nitrógeno inorgánico total (Figura 61) cabe destacar que la distribución se encuentra centrada en el intervalo entre 10.00 y 20.00 mg kg^{-1} , en donde se encuentran el 41 % de las muestras. Se ha producido inmovilización de nitrógeno en 2 suelos que son las muestras número 62 y 64, que son suelos muestreados a baja altitud sobre el nivel del mar (105 y 110 metros, respectivamente). Los suelos que presentan más cantidad de nitrógeno mineralizado (mayor de 30.00 mg kg^{-1}) son las muestras 9, 15, 20, 23, 40 y 47. Entre estas muestras

se encuentran tanto parcelas que han sido fertilizadas recientemente (9 y 47), como otras que se fertilizan habitualmente en gran abundancia (20, 40 y 47).

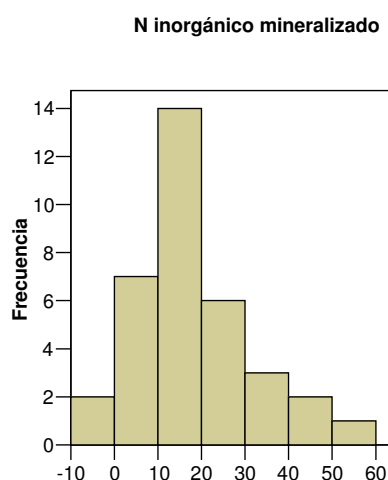


Figura 61. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según el nitrógeno mineralizado (mg kg^{-1}).

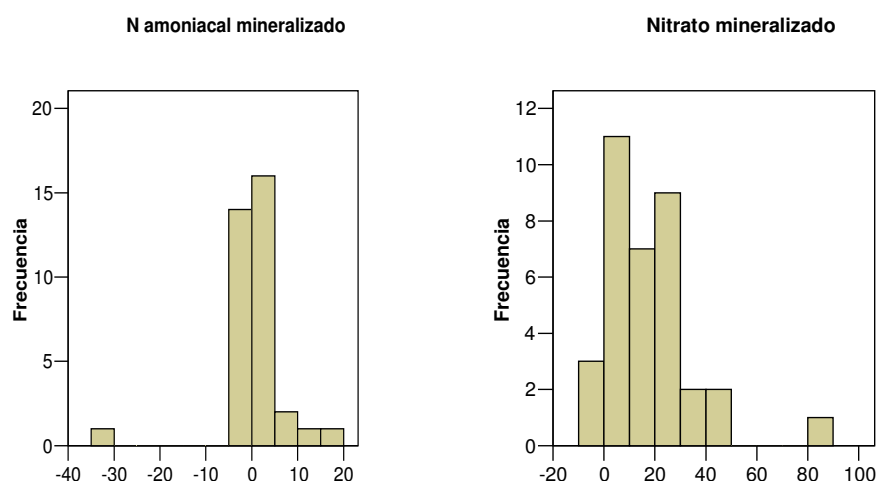


Figura 62. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según el amonio y el nitrato producidos por mineralización (mg kg^{-1}).

En el caso de la distribución de frecuencias de las formas amoniacales (Figura 62), no existe un predominio claro del proceso de mineralización sobre el de inmovilización, ya que mientras que en el 56 % de las muestras se produce mineralización, en el 44 % restante se produce inmovilización de amonio. Cabe destacar como datos extremos los presentados por la muestra 23, suelo de textura franco-arcillosa, en el que se fijaron 32.55 mg kg^{-1} de suelo y los suelos 28 (prado muestreado

a una gran altitud) y 39 (de muy reciente implantación) que presentan una mineralización de 10.00 mg kg^{-1} de suelo.

Para el nitrato producido por mineralización (Figura 62) se puede observar que la mayoría de los datos (79%) se encuentran en el intervalo entre 0.00 y 30.00 mg kg^{-1} . Cabe destacar que el prado que presenta una mayor cantidad de nitrato mineralizado es nuevamente el suelo 23. Por el contrario, existieron 3 muestras en las que se produjo inmovilización de nitrato (números 50, 51 y 62); estos suelos se han desarrollado sobre granito.

3.2.4. Parámetros bioquímicos específicos

En la Tabla 16 se pueden observar el valor medio, máximo, mínimo, desviación estándar y coeficiente de variación de los parámetros bioquímicos específicos de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo analizados.

Tabla 16. Media, máximo, mínimo, desviación estándar y coeficiente de variación para los parámetros bioquímicos específicos de los suelos de prado gallegos de elevada intensidad de manejo.

<i>Propiedad</i>	<i>Media</i>	<i>Máximo</i>	<i>Mínimo</i>	<i>S.D.</i>	<i>C.V.</i>
<i>Celulasa</i> ¹	0.205	0.412	0.036	0.085	41
<i>β-glucosidasa</i> ²	1.44	2.90	0.45	0.60	42
<i>Invertasa</i> ¹	5.44	13.03	1.58	2.58	47
<i>Proteasa-caseína</i> ³	1.15	2.12	0.43	0.44	38
<i>Proteasa-BAA</i> ⁴	17.20	37.38	5.61	8.12	47
<i>Ureasa</i> ⁴	16.69	43.94	3.41	10.00	60
<i>Fosfodiesterasa</i> ²	0.58	1.42	0.22	0.26	45
<i>Fosfomonoesterasa</i> ²	4.39	7.07	2.06	1.40	32
<i>Arilsulfatasa</i> ²	0.35	1.09	0.09	0.20	57

¹ $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1}\text{h}^{-1}$, ² $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1}\text{h}^{-1}$, ³ $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1}\text{h}^{-1}$, ⁴ $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1}\text{h}^{-1}$.

Se puede observar que la ureasa (60 %) y la arilsulfatasa (57 %) presentan un coeficiente de variación más elevado que el resto de las propiedades, mientras que la fosfomonoesterasa (32 %) es la enzima que presenta un menor coeficiente de variación.

3.2.4.1. Actividad celulasa

La actividad celulasa presenta un valor medio de 0.205 ± 0.085 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, con un valor máximo de 0.412 y un valor mínimo de 0.066 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. El coeficiente de variación de los datos es de un 41 %. Los valores obtenidos en este estudio son similares a los obtenidos por Trasar-Cepeda et al. (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal gallegos (valor medio de 0.230 ± 0.100 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) y similares a los obtenidos para suelos de prado de baja intensidad de manejo en este mismo estudio (0.221 ± 0.106 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

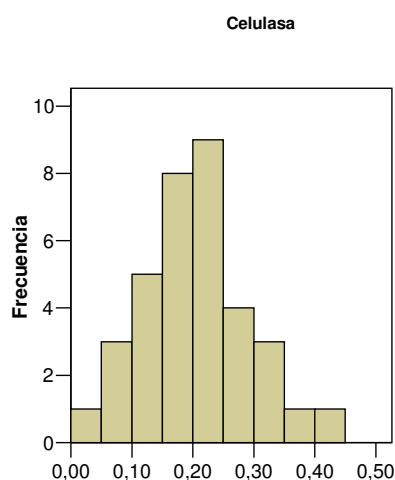


Figura 63. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad celulasa ($\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

La distribución en clases de frecuencia de la actividad invertasa muestra forma de campana (Figura 63), centrada en el intervalo de 0.200 a 0.250 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, en donde se encuentran el 26 % de los datos. La mayor parte de los valores (74 %) se encuentran en el intervalo entre 0.100 y 0.300 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. El valor más bajo de actividad celulasa lo presenta el suelo 21, que es un suelo con elevado pH, debido a que se ha formado sobre rocas básicas metamorfizadas. Los valores más elevados de actividad celulasa (superiores a 0.350 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) los presentan los suelos 16, que es un prado constituido por raigrás, trébol y bastantes juncos y el prado 39, que es de reciente implantación.

3.2.4.2. Actividad β -glucosidasa

El valor medio que presenta esta actividad enzimática es de 1.44 ± 0.60 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, lo que implica un coeficiente de variación del 42 %, con valores que abarcan un rango entre 0.45 y 2.90 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

En cuanto a la curva de distribución de valores (Figura 64) se puede observar que presenta forma de campana. La mayor parte de los suelos (63%) presentan un valor entre 0.75 y 1.75 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$. El prado que ha presentado menor valor de esta enzima es el número 28, que es un prado muestreado a elevada altitud (780 m), en el municipio de A Fonsagrada. Los prados que presentaron mayor actividad β -glucosidasa (superior a 2.25 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) fueron los números 9 (recientemente fertilizado), 23 (que también presenta valores muy elevados de otras propiedades bioquímicas) y 38 (que fue muestreado en la localidad de Saviñao). Estos tres suelos presentan características muy dispares en material de partida, textura, pH y contenido en materia orgánica. Los valores de β -glucosidasa encontrados en este estudio son ligeramente superiores a los que cita Díaz-Molina (2003) de 1.03 ± 0.36 μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, para suelos de prado gallegos de elevada intensidad de manejo.

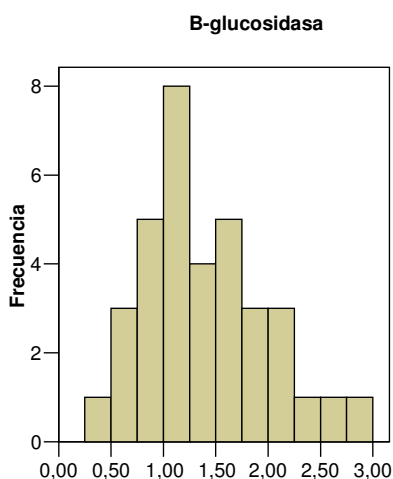


Figura 64. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad β -glucosidasa (μmoles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

3.2.4.3. Actividad invertasa

Los suelos presentan un valor medio de actividad invertasa de 5.44 ± 2.58 μmoles de glucosa $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, con un valor máximo de 13.03 y un valor mínimo de 1.58 μmoles de

glucosa $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$. El coeficiente de variación de los datos es moderado (47 %). Los niveles de invertasa encontrados en este estudio son similares a los hallados por Trasar-Cepeda et al. (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal que dan un valor medio de $6.85 \pm 2.22 \mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

La distribución de la actividad celulasa en clases de frecuencia (Figura 65) muestra que la mayor parte de los valores observados (63 %) se encuentran entre 2.00 y 6.00 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{h}^{-1}$. Los valores inferiores a 2.00 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{h}^{-1}$ son excepcionales, ya que sólo los presenta una muestra, que es el suelo 29, que es un suelo muestreado en el municipio de Baleira, que presenta bajo contenido en carbono orgánico (2.27 %) y en biomasa microbiana (169 mg de carbono kg^{-1} de suelo). Los suelos que presentaron una mayor actividad invertasa (superior a 10.00 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{h}^{-1}$) son los números 2 (prado con gran cantidad de materia orgánica, superior al 9.00 %), 7 y 39 (prado recién implantado); estos tres suelos tienen en común que el material de partida es granito (suelos 7 y 39) o granodiorita (suelo 2).

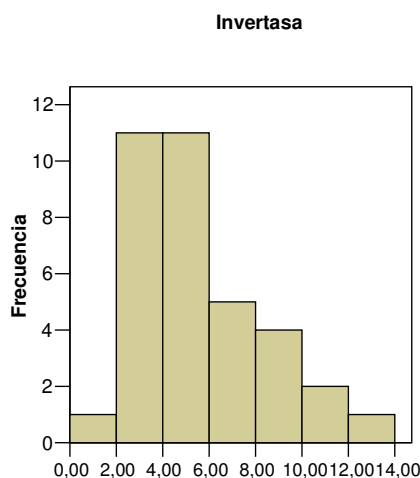


Figura 65. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad invertasa ($\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

3.2.4.4. Actividad proteasa-caseína

La actividad proteasa-caseína presentó por término medio un valor de $1.15 \pm 0.44 \mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{h}^{-1}$, lo que representa un coeficiente de variación del 38 %. Los valores extremos son de 0.43 y 2.12 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{h}^{-1}$. El rango de valores de proteasa-caseína encontrado en este trabajo no difiere mucho del que indica Díaz-

Molina (2003) para suelos de prado de elevada intensidad de manejo (1.07 ± 0.45 μmoles de tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

La distribución de frecuencias (Figura 66) es irregular, de manera que la clase de frecuencias más abundante es la comprendida entre los valores de 0.60 y 0.80 μmoles de tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, en donde se encuentran el 26 % de los datos. Las muestras que presentan una menor cantidad de actividad proteasa-caseína (menor de 0.6 μmoles de tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) son los suelos 10 y 62 que son dos suelos con bajo contenido en carbono orgánico (1.80 y 2.72 % respectivamente), muestreados a baja altitud sobre el nivel del mar (menor de 150 m). Entre los suelos con alta actividad proteasa-caseína (mayor que 1.80 μmoles de tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$) se encuentran suelos con alto contenido en materia orgánica (más de 9 % de carbono), como son los suelos 2 y 5, o con textura pesada como el suelo 23 (franco-arcilloso) o recientemente fertilizados como el suelo 47.

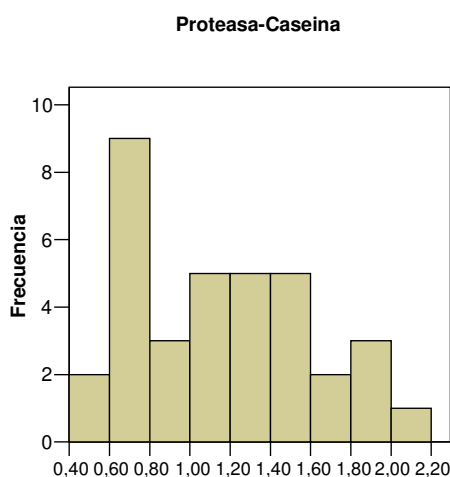


Figura 66. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad proteasa-caseína (μmoles de tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$).

3.2.4.5. Actividad proteasa-BAA

En los suelos de prado de baja intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de proteasa-BAA de 17.20 ± 8.12 μmoles NH_3 $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 60 %), con un rango entre 5.61 y 37.78 μmoles NH_3 $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$. Los datos de actividad proteasa-BAA obtenidos en este estudio tienen un promedio y una variabilidad similares a los hallados por Trasar-Cepeda et al. (2000), que dan un valor de 15.26 ± 8.91 μmoles

$\text{NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para horizontes Ah de suelos desarrollados bajo vegetación de robledal en Galicia.

La mayor parte de los valores (Figura 67) se encuentran situados en un rango entre 6.66 y 20.00 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en donde se encuentran el 63 % de los suelos de alta intensidad de manejo medidos. El suelo que presenta una menor actividad de proteasa-BAA es el suelo 21, desarrollado sobre rocas básicas metamorfizadas y con un bajo contenido en carbono (2.52 %). Los suelos con mayor contenido de actividad proteasa-BAA (mayor de 30.00 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) presentan características físico-químicas dispares, pero tienen en común el hecho de presentar como material de partida granitos (suelos 32, 39 y 40) o granodioritas (suelo 38).

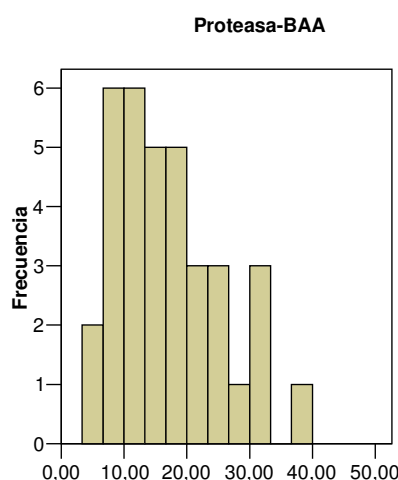


Figura 67. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad proteasa-BAA ($\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.2.4.6. Actividad ureasa

Los suelos de prado de elevada intensidad de manejo gallegos presentan una actividad media de $16.69 \pm 10.00 \mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 60 %, mientras que el rango de medidas está comprendido entre 3.41 y 43.94 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Los valores de actividad encontrados son próximos a los de horizontes Ah de suelos de robledal gallegos ($15.26 \pm 8.91 \mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) y algo superiores a los que cita Díaz-Molina (2003) para prados de elevada intensidad de manejo ($10.06 \pm 4.52 \mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

En la Figura 68 se observa que el intervalo de valores más frecuente es el situado entre 5.00 y 10.00 $\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, en donde se encuentran el 29 % de los datos. Las muestras que presentaron una menor actividad ureasa fueron los suelos 10 (suelo recientemente fertilizado en el momento de la toma de muestra empleando para ello tanto fertilizante orgánico como inorgánico), 21 (que se caracteriza por su elevado pH) y el suelo 41 (muestreado a muy poca altitud sobre el nivel del mar, en las proximidades de Noya). Los suelos 10 y 41 tienen en común que se han originado sobre esquistos. El prado que presenta una mayor cantidad de ureasa es el número 38, que también era uno de los prados que presentaban mayor actividad de proteasa-BAA.

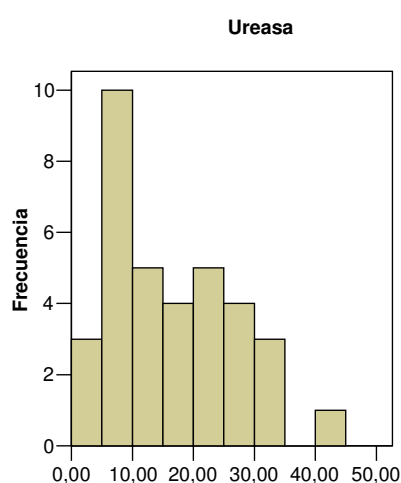


Figura 68. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad ureasa ($\mu\text{moles NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.2.4.7. Actividad fosfodiesterasa

La distribución de valores de la actividad fosfodiesterasa en suelos de prados de elevada intensidad de manejo se encuentra sesgada a la derecha (Figura 69). El valor medio de actividad para los 35 prados de elevada intensidad de manejo estudiados es de 0.58 ± 0.26 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 45 %), con un rango de valores entre 0.22 y 1.42 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Los valores de actividad encontrados en este estudio son intermedios entre los que citan Trasar et al., (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal gallegos (0.96 ± 0.50 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) y los que da Díaz-Molina (2003) para suelos de prado gallegos de alta intensidad de manejo (0.41 ± 0.11 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Sin embargo Ross et al. (1995) obtuvieron valores de actividad de 7.20 a 21.60 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en

prados neozelandeses, lo que se encuentra muy por encima del rango encontrado en este trabajo.

La gran mayoría de los datos se situaron entre 0.20 y 0.80 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (86 % de las determinaciones). Cabe destacar que los suelos 9 (con un alto contenido en carbono orgánico, mayor del 8 %) y 23 (de textura franco-arcillosa, que presenta un nivel muy elevado de gran número de propiedades bioquímicas) presentan un valor de actividad fosfodiesterasa mayor de 1.00 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$; estos dos suelos tienen en común el material de partida (esquistos).

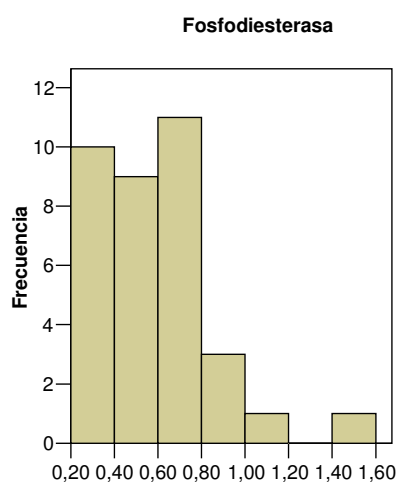


Figura 69. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad fosfodiesterasa ($\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.2.4.8. Actividad fosfomonoesterasa

El valor medio de actividad fosfomonoesterasa ha sido de 4.39 ± 1.40 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo gallegos analizados, con un coeficiente de variación del 32 % y un rango de valores comprendido entre 2.06 y 7.07 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Los valores de actividad aquí encontrados son mayores del doble de los encontrados por Díaz-Molina (2003) para suelos de prado gallegos (1.87 ± 0.98 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), pero inferiores a los encontrados por Trasar-Cepeda et al. (2000) para horizontes Ah de suelos de robledal (6.62 ± 3.29 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$). Sin embargo, estos valores son similares a los encontrados por Speir (1977) que cita valores entre 3.80 y 8.40 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para suelos de prado neozelandeses.

La distribución de frecuencias presenta una forma muy irregular (Figura 70), siendo el intervalo más frecuente el de 4.50 a 5.00 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (17 % de las muestras). Los suelos que presentan un menor valor de actividad fosfomonoesterasa (menor de 2.00 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) son los suelos 21 y 34 que tienen en común un elevado pH (6.52 y 6.23 respectivamente). Los suelos que presentan mayor nivel de fosfodiesterasa son los números 9, 38 y 46. En este caso es más difícil hallar algo en común entre ellos, ya que son suelos con diferente manejo, diferentes propiedades físico-químicas y sobre diversos materiales de partida.

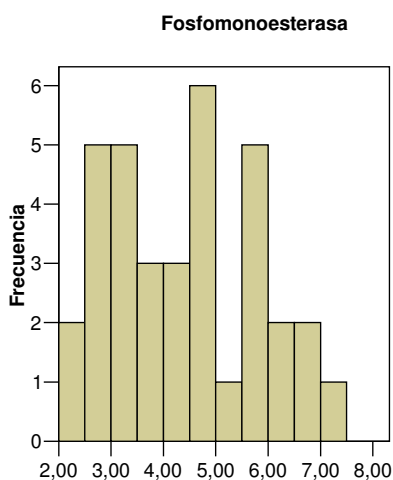


Figura 70. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad fosfomonoesterasa ($\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.2.4.9. Actividad arilsulfatasa

En los suelos de prado de elevada intensidad de manejo se ha obtenido un valor medio de arilsulfatasa de 0.35 ± 0.20 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 57 %), con un rango de valores entre 0.09 y 1.09 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. Los valores de actividad encontrados en este estudio son algo superiores a los que cita Díaz-Molina (2003) para prados de elevada intensidad de manejo gallegos, que da un valor medio de 0.23 ± 0.10 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$; sin embargo son muy inferiores a los que cita Saratchandra et al. (1984), que dan valores de entre 4.01 y 7.67 para suelos de prados. Los valores de actividad son inferiores a los obtenidos en la primera parte de este estudio para suelos de prado de baja intensidad de manejo, en los que se obtuvo un valor promedio de actividad arilsulfatasa de 0.59 ± 0.42 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

La distribución de valores (Figura 71) se encuentra fuertemente sesgada a la derecha, de modo que la gran mayoría de valores se encuentran comprendidos entre 0.10 y 0.60 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (89 % de las observaciones). Los valores mayores de 1.00 $\mu\text{mol de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ son escasos, ya que sólo lo presenta el suelo 47, que es un suelo recientemente fertilizado en el momento de efectuar la toma de muestra. Los valores inferiores a 0.10 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ son también escasos, ya que sólo lo presenta el suelo 64, que es un suelo originado sobre paragneis.

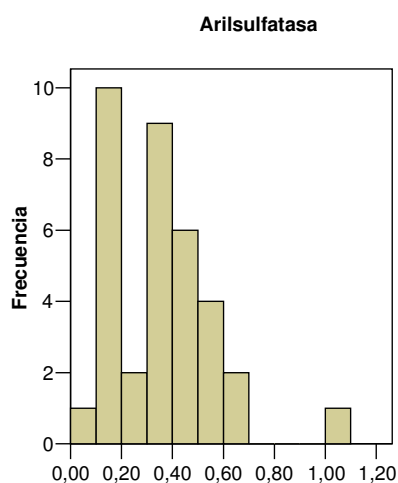


Figura 71. Distribución en clases de frecuencias de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo según su actividad arilsulfatasa ($\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$).

3.3. VALORES RELATIVOS AL CARBONO Y A LA BIOMASA MICROBIANA

Según algunos autores (McGill et al., 1988; Gregorich et al., 1994), para discutir las propiedades bioquímicas de los suelos es más útil dividir los datos por el carbono y la biomasa, ya que de esta forma se consigue una expresión que indica la actividad específica de cada enzima desde un mismo punto de equivalencia para los distintos suelos. A continuación se comparan los valores de las propiedades bioquímicas de los 64 suelos de prado analizados expresados en función del contenido en carbono del suelo y del contenido en carbono asociado a la biomasa con los valores de suelos encontrados en la bibliografía, pertenecientes a suelos de prados de diversas zonas del planeta.

3.3.1. Carbono lábil/carbono

El carbono lábil representa un porcentaje del carbono total del 0.53 ± 0.14 %, con valores que oscilan entre un 0.28 y un 0.87 % en el caso de los prados de baja intensidad de manejo; el coeficiente de variación es del 32 %. En el caso de los prados de elevada intensidad de manejo representa por término medio un 0.65 ± 0.29 % del carbono total, con valores que oscilan entre un 0.25 y un 1.95 %. En este caso el coeficiente de variación es del 45 %. Los valores encontrados se encuentran dentro del rango de los que citan otros autores (Tabla 17).

Tabla 17. Carbono lábil/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	% C lábil/C	Vegetación	Área de estudio
Ross et al. (1995)	0.25-0.55	<i>Agrostis capillaris</i> L., <i>Anthoxanthum odoratum</i> L., <i>Trifolium dubium</i> Sibth.	N. Zelanda
Haynes (1999b)	0.80-1.24	Raigrás y trébol	N. Zelanda
Banerjee et al. (2000)	0.35-3.17	<i>Medicago sativa</i> L., <i>Bromus biebersteinii</i> Roem y Schult.	Canadá
Milne y Haynes (2004)	0.80-4.61	Varios tipos de prados	Sudáfrica
Baja int. manejo	0.28-0.87	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	0.25-1.95	Ver anexo	Galicia

3.3.2. Carbono asociado a la biomasa microbiana/carbono total

Los valores encontrados para esta relación se encuentran dentro del rango de los que citan otros autores, tal y como se observa en la Tabla 18.

Así, el carbono asociado a la biomasa microbiana representa por término medio un 1.16 ± 0.43 % del carbono total, con valores que oscilan entre un 0.53 y un 2.55 % y con un coeficiente de variación del 38 % en los prados de baja intensidad de manejo. En el caso de los prados de elevada intensidad de manejo la biomasa es un 0.95 ± 0.45 % del carbono total, con valores que oscilan entre un 0.23 y un 2.26 %. En este caso el coeficiente de variación es del 47 %.

Tabla 18. Biomasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	% biomasa/C	Vegetación	Área de estudio
Wardle (1992)	1.70-3.48	Varios tipos de prados	Varías
Gregorich et al. (1994)	1.20-2.40	Varios tipos de prados	Canadá y EEUU
Marchiori y Melo (1999)	1.60-2.09	<i>Panicum maximum</i> Jacq. y <i>Brachiaria decumben</i> Stapf.	Sao Paulo, Brasil
Haynes (1999b)	1.10-2.00	Raigrás y trébol	N.Zelanda
Haynes (1999a)	1.20-2.00	Varios tipos de prados	N.Zelanda
Haynes y Williams (1999)	1.60-2.90	Raigrás y trébol	N.Zelanda
Yeates et al. (1997b)	1.33-2.85	Raigrás y trébol.	N.Zelanda
Leirós et al. (1999)	0.98-1.39	Raigrás y trébol	Galicia
Banerjee et al. (2000)	1.30-3.70	<i>Medicago sativa</i> L., <i>Bromus biebersteinii</i> Roem y Schult.	Manitoba, Canadá
Saviozzi et al. (2001)	3.50±0.31	<i>Poa trivialis</i> , L., <i>Dactylis glomerata</i> L. y <i>Festuca rubra</i> L.	Siena, Italia
Turner et al. (2002)	1.10-4.70	No especificada	Inglaterra y Gales
Dominy y Haynes (2002)	0.80-2.81	Varios tipos de prados	Sudáfrica
Díaz-Molina (2003)	0.36-1.72	Raigrás y trébol	Galicia
Milne y Haynes (2004)	0.28-4.61	Varios tipos de prados	Sudáfrica
Chen et al. (2004)	0.80-2.10	Raigrás	N.Zelanda
Baja int. manejo	0.53-2.55	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	0.23-2.26	Ver anexo	Galicia

3.3.3. Respiración basal/carbono total

La respiración basal representa un porcentaje del carbono total del 0.79 ± 0.29 % (coeficiente de variación del 37 %) con valores que oscilan entre un 0.38 y un 1.55 %, para el caso de los prados de baja intensidad de manejo, mientras que en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo representa por término medio un 0.79 ± 0.35 % del carbono total, con valores que oscilaron entre un 0.21 y un 1.89 %. En este caso el coeficiente de variación es del 44 %. Los valores encontrados se encuentran dentro del rango de los que citan otros autores (Tabla 19).

Tabla 19. Respiración/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	% resp/C	Vegetación	Área de estudio
Gregorich et al. (1994)	0.36-2.36	Varios tipos de prados	Canadá y EEUU
Lovell et al. (1995)	1.30-2.54	No descrita	S.O. Inglaterra
Ross et al. (1995)	0.69-3.10	<i>Agrostis capillaris</i> L., <i>Anthoxanthum odoratum</i> L., <i>Trifolium dubium</i> Sibth.	N.Zelanda
Haynes y Williams (1999)	0.79-1.37	Raigrás y trébol	N.Zelanda
Haynes (1999b)	0.91-1.20	Raigrás y trébol	N.Zelanda
Haynes (1999a)	1.00-1.90	Varios tipos de prados	N.Zelanda
Díaz-Molina (2003)	0.12-1.46	Raigrás y trébol	Galicia
Chen et al. (2004)	0.70-3.55	Raigrás	N.Zelanda
Baja int. manejo	0.38-1.55	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	0.21-1.89	Ver anexo	Galicia

3.3.4. Actividad catalasa/carbono total

Para esta enzima se observa un valor referido al contenido de carbono total de 31.1 ± 8.6 mmoles de $\text{H}_2\text{O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, en el caso de los prados de baja intensidad de manejo con valores que variaron entre 16.7 y 47.9 mmoles de $\text{H}_2\text{O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 28 %. En el caso de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo el promedio de actividad por unidad de carbono es de 36.5 ± 14.9 mmoles de $\text{H}_2\text{O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ con valores que varían entre 13.0 y 88.2 mmoles de $\text{H}_2\text{O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$; en este caso el coeficiente de variación es del 41 %.

No existen muchos estudios para comparar la actividad catalasa en suelos de prados, pero esta se encuentra aproximadamente dentro del rango que cita Díaz-Molina (2003), como se observa en la Tabla 20.

Tabla 20. Actividad catalasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	mmoles $\text{H}_2\text{O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$	Vegetación	Área de estudio
Díaz-Molina (2003)	9.6-56.1	Raigrás y trébol	Galicia
Baja int. manejo	16.7-47.9	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	13.0-82.2	Ver anexo	Galicia

3.3.5. Actividad deshidrogenasa/carbono total

La actividad deshidrogenasa por unidad de carbono presenta un promedio de 14.6 ± 4.9 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ en los suelos de prado de baja intensidad de manejo presentan, con valores que variaron entre 6.1 y 26.7 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 33 % para este tipo de suelos. El promedio en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo es de 13.9 ± 5.2 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, con valores que oscilaron entre 4.9 y 25.6 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. En este caso el coeficiente de variación fue del 37 %.

Los valores obtenidos en este estudio para ambos tipos de prados se encuentran dentro del rango de los que citan otros autores (Tabla 21).

Tabla 21. Actividad deshidrogenasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

<i>Referencia</i>	<i>Actividad/C</i>	<i>Vegetación</i>	<i>Área de estudio</i>
<i>Lovell et al. (1995)</i>	6.9-11.6	No descrita	S.O. Inglaterra
<i>Haynes y Williams (1999)</i>	5.1-22.6	Raigrás y trébol	Isla Sur de N. Zelanda
<i>Haynes (1999a)</i>	8.3-17.2	Varios tipos de prados	Canterbury, N. Zelanda
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	5.0-17.9	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Nsabimana et al. (2004)</i>	5.0-16.0	Varios tipos de prados	Sudáfrica
Baja int. manejo	6.1-26.7	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	4.9-25.6	Ver anexo	Galicia

3.3.6. Mineralización de nitrógeno/carbono total

El nitrógeno mineralizado por unidad de carbono representó por término medio un valor de 0.25 ± 0.21 $\text{mg de N min g}^{-1} \text{ C 10 días}^{-1}$, con valores que oscilan entre -0.02 y 0.73 $\text{mg de N min g}^{-1} \text{ C 10 días}^{-1}$ y con un coeficiente de variación del 84 % en los prados de baja intensidad de manejo.

En el caso de los prados de elevada intensidad de manejo el valor medio resultó ser de 0.40 ± 0.29 $\text{mg de N min g}^{-1} \text{ C 10 días}^{-1}$, con un coeficiente de variación del 71 %. Los valores de esta propiedad oscilan entre -0.14 y 0.90 $\text{mg de N min g}^{-1} \text{ C 10 días}^{-1}$. Los valores encontrados en este estudio se encuentran dentro del rango de los que citan otros autores (Tabla 22).

Tabla 22. Mineralización de nitrógeno/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Min N/C	Vegetación	Área de estudio
Gregorich et al. (1994)	0.36-2.64	Varios tipos de prados	Canadá y EEUU
Neill et al. (1997)	-0.27-0.64	<i>Brachiaria brizantha</i> Stapf, <i>Brachiaria decumbens</i> Stapf. y <i>Panicum maximum</i> Schweickt.	Rondonia (Brasil)
Haynes (1999b)	0.24-0.31	Raigrás y trébol	N.Zelanda
Leirós et al. (1999)	0.03-0.52	Raigrás y trébol	Galicia
Patra et al. (1999)	0.02-0.51	Varios tipos de prados	Inglaterra
Neill et al. (1999)	0.23-2.30	<i>Brachiaria brizantha</i> Stapf. y <i>Panicum maximum</i> Schweickt.	Rondonia (Brasil)
Barret y Burke (2000)	0.17-0.43	Varios tipos de prados	Sur de EEUU
Banerjee et al. (2000)	0.20-0.48	<i>Medicago sativa</i> L., <i>Bromus biebersteinii</i> Roem y Schult.	Manitoba, Canadá
Hatch et al. (2000)	0.04-0.06	Varios tipos de prados	SO Inglaterra
Brye et al. (2003)	-0.03-0.64	<i>Andropogon gerardii</i> Vitman, <i>Panicum virgatum</i> L., <i>Echinacea purpurea</i> Moench.	Wiscosin
Baja int. manejo	-0.02-0.73	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	-0.14-0.90	Ver anexo	Galicia

3.3.7. Actividad celulasa/carbono total

Los suelos de prado de baja intensidad de manejo presentan un promedio de 4.14 ± 1.37 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, con valores que varían entre 1.69 y 7.47 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variación presenta un valor del 33 %. El valor medio referido al contenido de carbono total, para la celulasa, es de 13.93 ± 5.20 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ para el conjunto de los 35 prados de elevada intensidad de manejo estudiados, con valores que varían entre 1.44 y 9.56 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. En este caso el coeficiente de variación es del 41 %. Los valores encontrados se hayan dentro del rango de los que citan otros autores (Tabla 23).

Tabla 23. Actividad celulasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad /C	Vegetación	Área de estudio
Ross et al. (1995)	2.00-8.05	<i>Agrostis capillaris</i> L., <i>Anthoxanthum odoratum</i> L., <i>Trifolium dubium</i> Sibth.	N.Zelanda
Marchiori y Melo (1999)	3.06-4.02	Prados de <i>Panicum maximum</i> Jacq. y <i>Brachiaria decumbens</i> Stapf.	Sao Paulo, Brasil
Díaz-Molina (2003)	0.60-11.62	Raigrás y trébol	Galicia
Baja int. manejo	1.69-7.47	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	1.44-9.56	Ver anexo	Galicia

3.3.8 Actividad β -glucosidasa/carbono total

Para esta enzima se observa un valor referido al contenido de carbono total de 32.3 ± 11.5 $\mu\text{moles de } p\text{-nitrofenol (PNF) g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 35 %), para los prados de baja intensidad de manejo con valores que variaron entre 11.6 y 16.2 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El valor medio relativo al carbono observado para esta enzima es de 37.0 ± 8.1 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ para el conjunto de los 35 prados de elevada intensidad de manejo estudiados, con valores que varían entre 8.5 y 88.6 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. En este caso el coeficiente de variación es del 22 %. Los valores encontrados son similares a los dados por otros autores (Tabla 24).

Tabla 24. Actividad β -glucosidasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

<i>Referencia</i>	<i>Actividad /C</i>	<i>Vegetación</i>	<i>Área de estudio</i>
<i>Burket y Dick (1998)</i>	18.8-43.5	Varios tipos de prado	Oregón
<i>Leirós et al. (1999)</i>	14.4- 27.1	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Turner et al. (2002)</i>	31.9-76.1	No especificada	Inglaterra y Gales
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	7.7-42.9	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Baja int. manejo</i>	11.6-16.2	Ver anexo	Galicia
<i>Elevada int. manejo</i>	8.5-88.6	Ver anexo	Galicia

3.3.9. Actividad invertasa/carbono total

Para esta enzima se observa un valor referido al contenido de carbono total de 131 ± 51 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ para el conjunto de los 29 prados de baja intensidad de manejo estudiados, con valores que variaron entre 45 y 263 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 39 %.

Los suelos de prado de elevada intensidad de manejo presentan un promedio de 130.55 ± 45.21 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, con valores que varían entre 63 y 275 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. En este caso el coeficiente de variación es del 35 %. Los valores encontrados en ocasiones son más bajos que los citados por otros autores (véase Tabla 25).

Tabla 25. Actividad invertasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad /C	Vegetación	Área de estudio
Ross et al. (1984)	161-220	No especificada	N.Zelanda
Ross et al. (1995)	116-174	<i>Agrostis capillaris</i> L., <i>Anthoxanthum odoratum</i> L., <i>Trifolium dubium</i> Sibth.	N.Zelanda
Díaz-Molina (2003)	94-300	Raigrás y trébol	Galicia
Baja int. manejo	45-263	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	63-275	Ver anexo	Galicia

3.3.10. Actividad proteasa-caseína/carbono total

El valor medio observado en la relación actividad proteasa-caseína/carbono es de 26.9 ± 9.7 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ para el conjunto de los 29 prados de baja intensidad de manejo estudiados, con valores que varían entre 14.5 y 61.4 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 39 %. En el caso de los prados de elevada intensidad de manejo el valor medio resulta ser de 28.5 ± 11.1 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, con valores que oscilan entre 11.9 y 71.9 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. En este caso el coeficiente de variación es del 39 %. Los valores de actividad son similares a los encontrados por otros autores (Tabla 26).

Tabla 26. Actividad proteasa-caseína/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad /C	Vegetación	Área de estudio
Haynes (1999a)	6.0-27.6	Varios tipos de prados	Canterbury, N. Zelanda
Haynes y Williams (1999)	18.2-25.4	Raigrás y trébol	Isla Sur de N. Zelanda
Díaz-Molina (2003)	8.0-38.3	Raigrás y trébol	Galicia
Mishra et al. (2005)	8.7-27.8	No especificada	N.Zelanda
Baja int. manejo	14.5-61.4	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	11.9-71.9	Ver anexo	Galicia

3.3.11. Actividad proteasa-BAA/carbono total

Para esta enzima, en el caso de los suelos de baja intensidad de manejo, se observa un valor referido al contenido de carbono de 428 ± 199 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, con valores que variaron entre 178 y 805 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 46 %. Los suelos de prado de elevada intensidad de manejo presentan

un promedio de 441 ± 203 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, con valores que variaron entre 67 y 902 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. Para este tipo de suelos el coeficiente de variación presenta un valor del 46 %. Los valores encontrados en este estudio son similares a los de Díaz-Molina (2003), aunque en ocasiones los de este estudio son superiores (ver Tabla 27).

Tabla 27. Actividad proteasa-BAA/carbono en suelos de diferentes regiones.

<i>Referencia</i>	<i>Actividad/C</i>	<i>Vegetación</i>	<i>Área de estudio</i>
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	95-747	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Baja int. manejo</i>	178-805	Ver anexo	Galicia
<i>Elevada int. manejo</i>	67-902	Ver anexo	Galicia

3.3.12. Actividad ureasa/carbono total

Los suelos de prado de baja intensidad de manejo presentan un promedio de actividad ureasa/carbono de 519 ± 414 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, con valores que varían entre 64 y 1893 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variación presenta un valor del 80 %. En el caso de los prados de elevada intensidad de manejo, se obtuvo un valor de actividad ureasa referido al contenido de carbono de 402 ± 209 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, con valores que variaron entre 98 y 993 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, en este caso el coeficiente de variación es del 52 %.

Tabla 28. Actividad ureasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

<i>Referencia</i>	<i>Actividad /C</i>	<i>Vegetación</i>	<i>Área de estudio</i>
<i>O'Toole et al. (1975)</i>	101-398	No especificada	Irlanda
<i>Stott y Hagedorn (1980)</i>	39-357	Varios tipos de prado	Oregón
<i>Lovell et al. (1995)</i>	134-233	No descrita	S.O. Inglaterra
<i>Burket y Dick (1998)</i>	48-201	Varios tipos de prado	Oregón
<i>Leirós et al. (1999)</i>	280-622	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Haynes y Williams (1999)</i>	44-91	Raigrás y trébol	Isla Sur de N. Zelanda
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	52-673	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Baja int. manejo</i>	64-1893	Ver anexo	Galicia
<i>Elevada int. manejo</i>	98-993	Ver anexo	Galicia

Los valores son superiores a los encontrados en otros trabajos, excepto en el caso de los trabajos publicados sobre suelos gallegos (Tabla 28).

3.3.13. Actividad fosfodiesterasa/carbono total

Los suelos de prado de baja intensidad de manejo presentan un promedio de actividad fosfodiesterasa/carbono de 15.2 ± 5.6 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, con valores que varían entre 7.5 y 27.5 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 37 %. El valor medio observado de esta actividad por unidad de carbono para los suelos de prados de elevada intensidad de manejo analizados es de 13.9 ± 4.8 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 35 %) con valores que variaron entre 7.3 y 27.2 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. Los valores encontrados se encuentran dentro de los citados por otros autores (Tabla 29).

Tabla 29. Actividad fosfodiesterasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad/C	Vegetación	Área de estudio
Ross et al. (1995)	10.6-43.4	<i>Agrostis capillaris</i> L., <i>Anthoxanthum odoratum</i> L., <i>Trifolium dubium</i> Sibth.	N.Zelanda
Díaz-Molina (2003)	3.1-17.7	Raigrás y trébol	Galicia
Chen et al. (2004)	1.5-16.1	Raigrás	N.Zelanda
Baja int. manejo	7.5-27.5	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	7.3-27.2	Ver anexo	Galicia

3.3.14. Actividad fosfomonoesterasa/carbono total

El valor medio observado en la relación actividad fosfomonoesterasa/carbono es de 103 ± 30 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ para el conjunto de los 29 prados de baja intensidad de manejo estudiados, con valores que variaron entre 42 y 176 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variaciones para estos suelos es del 29 %. Este valor medio es de 110.73 ± 36.92 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ para el conjunto de los 35 prados de elevada intensidad de manejo estudiados, con valores que variaron entre 40 y 218 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$, y un coeficiente de variación del 33 %.

Los valores obtenidos en este estudio se encuentran dentro del rango de los citados por otros autores (Tabla 30).

Tabla 30. Actividad fosfomonoesterasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad /C	Vegetación	Área de estudio
Lovell et al. (1995)	51-85	No descrita	S.O. Inglaterra
Leirós et al. (1999)	45-73	Raigrás y trébol	Galicia
Haynes (1999a)	233-862	Varios tipos de prado	Canterbury, N. Zelanda
Haynes y Williams (1999)	288-433	Raigrás y trébol	Isla Sur de N. Zelanda
Banerjee et al. (2000)	41-95	<i>Medicago sativa</i> L., <i>Bromus biebersteinii</i> Roem y Schult.	Manitoba, Canadá
Díaz-Molina (2003)	13-118	Raigrás y trébol	Galicia
Chen et al. (2004)	42-128	Raigrás	N.Zelanda
Baja int. manejo	42-176	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	40-218	Ver anexo	Galicia

3.3.15. Actividad arilsulfatasa/carbono total

El valor medio relativo al carbono observado para esta enzima es de 10.1 ± 4.9 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ para el conjunto de los 29 prados de baja intensidad de manejo estudiados, con valores que varían entre 3.1 y $23.6 \mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 48 %. El valor medio observado en la relación actividad arilsulfatasa/carbono es de $8.4 \pm 4.0 \mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$ para los 35 prados de elevada intensidad de manejo estudiados, con valores que varían entre 2.4 y $20.1 \mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. En los suelos de elevada intensidad de manejo el coeficiente de variación es del 48 %.

Los valores encontrados generalmente son más bajos que los citados por otros autores (Tabla 31).

Tabla 31. Actividad arilsulfatasa/carbono en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad/C	Vegetación	Área de estudio
Stott y Hagedorn (1980)	2.3-23.9	Varios tipos de prado	Oregón
Haynes y Williams (1999)	5.0-10.4	Raigrás y trébol	Isla Sur de N. Zelanda
Haynes (1999a)	2.7-16.9	Varios tipos de prado	Canterbury, N. Zelanda
Banerjee et al. (2000)	10.0-38.3	<i>Medicago sativa</i> L., <i>Bromus biebersteinii</i> Roem y Schult.	Manitoba, Canadá
Díaz-Molina (2003)	1.3-9.0	Raigrás y trébol	Galicia
Nsabimana et al. (2004)	14.5-18.0	Varios tipos de prado	Sudáfrica
Baja int. manejo	3.1-23.6	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	2.4-20.1	Ver anexo	Galicia

3.3.16. Carbono lábil/carbono asociado a la biomasa

El carbono lábil por unidad de biomasa, en los suelos de prado de baja intensidad de manejo, presenta un valor de $520 \pm 255 \text{ mg kg}^{-1}$ (coeficiente de variación del 49 %) con valores que oscilan entre 187 y 1195 mg kg^{-1} , mientras que en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo representa por término medio $808 \pm 420 \text{ mg kg}^{-1}$ (coeficiente de variación del 54 %), con valores que oscilaron entre 265 y 1982 mg kg^{-1} .

Los valores obtenidos en este estudio se encuentran aproximadamente dentro del rango de los citados por otros autores (Tabla 32), aunque el rango de valores es más amplio en este estudio, debido al mayor número de muestras consideradas.

Tabla 32. Valores de C lábil/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

<i>Referencia</i>	<i>C lábil/bio.</i>	<i>Vegetación</i>	<i>Área de estudio</i>
<i>Haynes (1999b)</i>	438-800	Raigrás y trébol	N.Zelanda
<i>Milne y Haynes (2004)</i>	315-933	Varios tipos de prados	Sudáfrica
Baja int. manejo	187-1195	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	265-1982	Ver anexo	Galicia

3.3.17. Actividad catalasa/carbono asociado a la biomasa

El valor medio observado en la relación actividad catalasa/carbono asociado a la biomasa es de $2.90 \pm 1.11 \text{ mmoles de H}_2\text{O}_2 \text{ mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$ para el conjunto de los 29 prados de baja intensidad de manejo estudiados, con valores que variaron entre 1.36 y $7.24 \text{ mmoles de H}_2\text{O}_2 \text{ mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. El valor del coeficiente de variación es del 38 %. Para los prados de elevada intensidad de manejo se observa un valor referido al contenido de carbono asociado a la biomasa de $4.29 \pm 1.84 \text{ mmoles de H}_2\text{O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con valores que oscilaron entre 1.78 y $11.16 \text{ mmoles de H}_2\text{O}_2 \text{ g}^{-1} \text{ C h}^{-1}$. En este caso el coeficiente de variación es un 43 %.

Tabla 33. Actividad catalasa/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

<i>Referencia</i>	<i>Actividad/bio.</i>	<i>Vegetación</i>	<i>Área de estudio</i>
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	1.29-8.42	Raigrás y trébol	Galicia
Baja int. manejo	1.36-7.24	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	1.78-11.16	Ver anexo	Galicia

Los valores obtenidos en este estudio se encuentran aproximadamente dentro del rango de los citados por Díaz-Molina (2003), tal y como se observa en la Tabla 33.

3.3.18. Actividad deshidrogenasa/carbono asociado a la biomasa

Para esta enzima se observa un valor referido al contenido de carbono asociado a la biomasa de 1.39 ± 0.67 $\mu\text{moles de INTF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con valores que variaron entre 0.62 y 3.93 $\mu\text{moles de INTF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 48 %. En el caso de los prados de elevada intensidad de manejo el valor medio es de 1.61 ± 0.61 $\mu\text{moles de INTF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con un rango de valores comprendido entre 0.88 y 3.56 $\mu\text{moles de INTF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 38 %). Los valores obtenidos en este estudio se encuentran dentro del rango de los citados por otros autores (Tabla 34).

Tabla 34. Actividad deshidrogenasa/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

<i>Referencia</i>	<i>Actividad/bio.</i>	<i>Vegetación</i>	<i>Área de estudio</i>
<i>Lovell et al. (1995)</i>	0.33-0.64	No descrita	S.O. Inglaterra
<i>Haynes y Williams (1999b)</i>	0.29-1.20	Raigrás y trébol	Isla Sur de N. Zelanda
<i>Haynes (1999a)</i>	0.41-0.79	Varios tipos de prado	Canterbury, N. Zelanda
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	0.44-2.70	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Nsabimana et al. (2004)</i>	0.43-0.64	Varios tipos de prado	Sudáfrica
Baja int. manejo	0.62-3.93	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	0.88-3.56	Ver anexo	Galicia

3.3.19. Mineralización de nitrógeno/carbono asociado a la biomasa

El nitrógeno mineralizado en relación a la biomasa representó por término medio un valor de 0.024 ± 0.022 mg de N min $\text{mg}^{-1} \text{ C-biomasa 10 días}^{-1}$, con valores que oscilaron entre 0.000 y 0.090 mg de N min $\text{g}^{-1} \text{ C-biomasa 10 días}^{-1}$, con un coeficiente de variación del 92 % en los prados de baja intensidad de manejo. En el caso de los prados de elevada intensidad de manejo este valor resultó ser de 0.047 ± 0.022 mg de N min $\text{mg}^{-1} \text{ C-biomasa 10 días}^{-1}$, con valores que oscilaron entre -0.010 y 0.170 mg de N min $\text{g}^{-1} \text{ C-biomasa 10 días}^{-1}$ (coeficiente de variación del 81 %). Los valores encontrados se encuentran dentro del rango de los que citan otros autores (Tabla 35).

Tabla 35. Mineralización de nitrógeno/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Min N/bio.	Vegetación	Área de estudio
Tracy y Frank (1998)	0.007-0.0853	<i>Poa pratensis</i> L., <i>Festuca idahoensis</i> y <i>Koeleria cristata</i> L.	EEUU
Leirós et al. (1999)	0.026-0.53	Raigrás y trébol	Galicia
Haynes (1999b)	0.012-0.021	Raigrás y trébol	N.Zelanda
Hatch et al. (2000)	0.013-0.021	Varios tipos de prado	SO Inglaterra
Banerjee et al. (2000)	0.010-0.024	<i>Medicago sativa</i> L., <i>Bromus biebersteinii</i> Roem y Schult.	Manitoba, Canadá
Baja int. manejo	0.000-0.090	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	-0.010-0.170	Ver anexo	Galicia

3.3.20. Actividad celulasa/carbono asociado a la biomasa

La actividad celulasa en relación al carbono asociado a la biomasa microbiana en los suelos de prado de baja intensidad de manejo presenta un promedio de 0.40 ± 0.20 $\mu\text{moles de glucosa mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con valores que varían entre 0.14 y 0.87 $\mu\text{moles de glucosa mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 50%). El valor medio observado en la relación actividad celulasa/carbono asociado a la biomasa es de 0.64 ± 0.39 $\mu\text{moles de glucosa mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$ para el conjunto de los 35 prados de elevada intensidad de manejo estudiados, con valores que variaron entre 0.11 y 1.75 $\mu\text{moles de glucosa mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. En este caso el coeficiente de variación es del 61 %. Los rangos de valores encontrados en este estudio son similares a los que citan otros autores.

Tabla 36. Actividad celulasa/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad/bio.	Vegetación	Área de estudio
Marchiori y Melo (1999)	0.17-0.19	<i>Panicum maximum</i> Jacq. y <i>Brachiaria decumbens</i> Stapf.	Sao Paulo, Brasil
Díaz-Molina (2003)	0.04-1.17	Raigrás y trébol	Galicia
Baja int. manejo	0.14-0.87	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	0.11-1.75	Ver anexo	Galicia

3.3.21. Actividad β -glucosidasa/carbono asociado a la biomasa

Los suelos de prado de baja intensidad de manejo presentan un promedio de actividad β -glucosidasa/carbono asociado a la biomasa de 2.97 ± 1.07 $\mu\text{moles de PNF}$

mg^{-1} C-biomasa h^{-1} , con valores que varían entre 1.52 y 5.53 μmoles de PNF mg^{-1} C-biomasa h^{-1} . El coeficiente de variación es del 36 %.

Tabla 37. Actividad β -glucosidasa/biomasa en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad/bio.	Vegetación	Área de estudio
Burket y Dick (1998)	0.87-4.84	Varios tipos de prado	Oregón
Leirós et al. (1999)	1.30-2.75	Raigrás y trébol	Galicia
Turner et al. (2002)	3.00-17.89	No especificada	Inglaterra y Gales
Díaz-Molina (2003)	0.46-9.77	Raigrás y trébol	Galicia
Baja int. manejo	1.52-5.53	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	1.18-10.83	Ver anexo	Galicia

Por su parte, los suelos de prado de elevada intensidad de manejo presentan un promedio de 4.20 ± 2.10 μmoles de PNF mg^{-1} C-biomasa h^{-1} (el coeficiente de variación presenta un valor del 49 %), con un rango de valores entre 1.18 y 10.83 μmoles de PNF mg^{-1} C-biomasa h^{-1} lo. Los valores son semejantes a los encontrados por otros autores (Tabla 37).

3.3.22. Actividad invertasa/carbono asociado a la biomasa

El valor medio observado en la relación actividad invertasa/carbono asociado a la biomasa es de 11.93 ± 4.71 μmoles de glucosa mg^{-1} C-biomasa h^{-1} para el conjunto de los 29 prados de baja intensidad de manejo estudiados, con valores que varían entre 5.91 y 24.55 μmoles de glucosa mg^{-1} C-biomasa h^{-1} . El coeficiente de variación es del 40 %. Por su parte, los suelos de prado de elevada intensidad de manejo presentan un promedio de 16.91 ± 9.89 μmoles de glucosa mg^{-1} C-biomasa h^{-1} , con valores que oscilan entre 6.92 y 63.17 μmoles de glucosa mg^{-1} C-biomasa h^{-1} . En este caso el coeficiente de variación presenta un valor del 61 %. Los valores obtenidos en este estudio se encuentran dentro del rango de los citados por otros autores (Tabla 38).

Tabla 38. Actividad invertasa/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad/bio.	Vegetación	Área de estudio
Ross et al. (1995)	4.17-7.28	<i>Agrostis capillaris</i> L., <i>Anthoxanthum odoratum</i> L., <i>Trifolium dubium</i> Sibth.	N.Zelanda
Díaz-Molina (2003)	7.41-53.95	Raigrás y trébol	Galicia
Baja int. manejo	5.91-24.55	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	6.92-63.17	Ver anexo	Galicia

3.3.23. Actividad proteasa-caseína/carbono asociado a la biomasa

El valor medio relativo al carbono asociado a la biomasa observado para esta enzima es de 2.64 ± 1.47 $\mu\text{moles de tirosina mg}^{-1}$ C-biomasa h^{-1} para el conjunto de los 29 prados de baja intensidad de manejo estudiados, con valores que varían entre 0.84 y 7.37 $\mu\text{moles de tirosina mg}^{-1}$ C-biomasa h^{-1} ; el coeficiente de variación es del 56 %. En el caso de los prados de elevada intensidad de manejo el promedio resultó ser de 3.49 ± 1.81 $\mu\text{moles de tirosina mg}^{-1}$ C-biomasa h^{-1} , con valores máximos y mínimos de 10.26 y 1.35 $\mu\text{moles de tirosina mg}^{-1}$ C-biomasa h^{-1} , respectivamente. Los valores encontrados en este trabajo se encuentran dentro del rango de los citados en otros trabajos (Tabla 39).

Tabla 39. Actividad proteasa-caseína/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad/bio.	Vegetación	Área de estudio
Haynes y Williams (1999)	0.79-1.24	Raigrás y trébol	Isla Sur de N. Zelanda
Haynes (1999)	0.49-0.67	Varios tipos de prado	N. Zelanda
Díaz-Molina (2003)	0.70-6.79	Raigrás y trébol	Galicia
Mishra et al. (2005)	0.90-4.50	No especificada	N. Zelanda
Baja int. manejo	0.84-7.37	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	1.35-10.26	Ver anexo	Galicia

3.3.24. Actividad proteasa-BAA/carbono asociado a la biomasa

Para esta enzima se observa un valor referido al contenido de carbono total de 39.04 ± 17.63 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ mg}^{-1}$ C-biomasa h^{-1} , con valores que varían entre 12.22 y 79.45 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ mg}^{-1}$ C-biomasa h^{-1} . El coeficiente de variación resulta ser del 45 %. Por otra parte, el valor promedio en los suelos de prado de elevada intensidad de

manejo estudiados es de 50.29 ± 24.22 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con valores que varían entre 17.42 y 121.32 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 48 %. Los valores obtenidos en este estudio se encuentran aproximadamente dentro del rango encontrado por Díaz-Molina (2003), aunque en este caso el rango de valores es más amplio (Tabla 40), debido al mayor número de muestras consideradas.

Tabla 40. Actividad proteasa-BAA/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

<i>Referencia</i>	<i>Actividad/bio.</i>	<i>Vegetación</i>	<i>Área de estudio</i>
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	7.42-84.70	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Baja int. manejo</i>	13.22-79.45	Ver anexo	Galicia
<i>Elevada int. manejo</i>	17.42-121.32	Ver anexo	Galicia

3.3.25. Actividad ureasa/carbono asociado a la biomasa

Los suelos de prado de baja intensidad de manejo presentan un promedio de actividad ureasa/carbono asociado a la biomasa de 44.57 ± 30.83 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 69 %), con valores que varían entre 7.70 y 153.76 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. En el caso de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo el valor promedio es de 47.51 ± 32.47 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con valores que oscilaron entre 10.58 y 202.31 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. El coeficiente de variación es, en este caso, del 68 %.

Tabla 41. Actividad ureasa/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

<i>Referencia</i>	<i>Actividad</i>	<i>Vegetación</i>	<i>Área de estudio</i>
<i>Lovell et al. (1995)</i>	6.68-10.14	No descrita	S.O. Inglaterra
<i>Burket y Dick (1998)</i>	3.50-8.91	Varios tipos de prado	Oregón
<i>Haynes y Williams (1999)</i>	18.30-48.00	Raigrás y trébol	Isla Sur de N. Zelanda
<i>Leirós et al. (1999)</i>	25.32-44.72	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	4.53-62.63	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Baja int. manejo</i>	7.70-153.76	Ver anexo	Galicia
<i>Elevada int. manejo</i>	10.58-202.31	Ver anexo	Galicia

Los valores encontrados en este trabajo se encuentran generalmente dentro del rango de los citados por otros autores (Tabla 41).

3.3.26. Actividad fosfodiesterasa/carbono asociado a la biomasa

Los suelos de prado de baja intensidad de manejo presentan un promedio de actividad fosfodiesterasa/carbono asociado a la biomasa de 1.41 ± 0.60 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con valores que varían entre 0.70 y 3.19 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. El coeficiente de variación presenta un valor del 42 %. Este promedio es de 1.67 ± 0.57 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$ en el caso de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo, con valores que varían entre 0.78 y 4.24 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 34 %). Los valores encontrados se encuentran dentro del rango de los citados en otros trabajos (Tabla 42).

Tabla 42. Actividad fosfodiesterasa/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad/bio.	Vegetación	Área de estudio
Ross et al. (1995)	0.70-3.19	<i>Agrostis capillaris</i> L., <i>Anthoxanthum odoratum</i> L., <i>Trifolium dubium</i> Sibth.	N.Zelanda
Díaz-Molina (2003)	0.28-2.63	Raigrás y trébol	Galicia
Chen et al. (2004)	0.20-0.83	Raigrás	N.Zelanda
Baja int. manejo	0.70-3.19	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	0.78-4.24	Ver anexo	Galicia

3.3.27. Actividad fosfomonoesterasa/carbono asociado a la biomasa

Para esta enzima se observa un valor referido al contenido de carbono asociado a la biomasa de 10.05 ± 5.20 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, para el caso de los prados de baja intensidad de manejo, con valores que oscilan entre 3.73 y 27.55 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 52 %. Los prados de elevada intensidad de manejo presentan un valor promedio de esta propiedad de 13.02 ± 5.02 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con valores que oscilan entre 6.41 y 28.56 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$ (coeficiente de variación del 39 %). Los valores encontrados en este trabajo se encuentran dentro del rango de los citados por otros trabajos (Tabla 43).

Tabla 43. Actividad fosfomonoesterasa/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad/bio.	Vegetación	Área de estudio
<i>Lovell et al. (1995)</i>	28.44-45.45	No descrita	S.O. Inglaterra
<i>Leirós et al. (1999)</i>	4.11-7.50	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Haynes y Williams (1999)</i>	9.84-20.88	Raigrás y trébol	Isla Sur de N. Zelanda
<i>Haynes (1999a)</i>	15.00-20.83	Varios tipos de prado	Canterbury, N. Zelanda
<i>Banerjee et al. (2000)</i>	2.22-4.43	<i>Medicago sativa</i> L., <i>Bromus biebersteinii</i> Roem y Schult.	Manitoba, Canadá
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	1.20-14.86	Raigrás y trébol	Galicia
<i>Chen et al. (2004)</i>	4.83-8.49	Raigrás	N.Zelanda
<i>Nsabimana et al. (2004)</i>	8.33-33.75	Varios tipos de prados	Sudáfrica
Baja int. manejo	3.73-27.55	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	6.41-28.56	Ver anexo	Galicia

3.3.28. Actividad arilsulfatasa/carbono asociado a la biomasa

Los suelos de prado de baja intensidad de manejo presentan un promedio de actividad arilsulfatasa en relación al carbono asociado a la biomasa de 0.98 ± 0.74 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con valores que varían entre 0.32 y 4.23 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. Para este tipo de suelos el coeficiente de variación fue del 76 %. En el caso de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo el promedio es de 0.96 ± 0.45 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$, con valores mínimos y máximos, respectivamente, de 0.38 y 2.37 $\mu\text{moles de PNF mg}^{-1} \text{ C-biomasa h}^{-1}$. El coeficiente de variación es del 47 %. Los valores obtenidos en este estudio son algo más elevados que los que citan otros autores (Tabla 44).

Tabla 44. Actividad arilsulfatasa/C-biomasa en suelos de diferentes regiones.

Referencia	Actividad/bio.	Vegetación	Área de estudio
<i>Ross et al. (1995)</i>	0.12-0.24	<i>Agrostis capillaris</i> L., <i>Anthoxanthum odoratum</i> L., <i>Trifolium dubium</i> Sibth.	N.Zelanda
<i>Haynes y Williams (1999)</i>	0.092-1.03	Raigrás y trébol	N.Zelanda
<i>Haynes (1999a)</i>	0.18-0.41	Varios tipos de prados	N.Zelanda
<i>Banerjee et al. (2000)</i>	0.90-1.48	<i>Medicago sativa</i> L., <i>Bromus biebersteinii</i> Roem y Schult.	Canadá
<i>Díaz-Molina (2003)</i>	0.11-1.80	Raigrás y trébol	Galicia
Baja int. manejo	0.32-4.23	Ver anexo	Galicia
Elevada int. manejo	0.38-2.37	Ver anexo	Galicia

3.4. ESTUDIO DE LA DINÁMICA ESTACIONAL DE LOS PRADOS GALLEGOS

En la Tabla 45 se puede observar el contenido medio de carbono orgánico total, nitrógeno total, relación C/N y pH medido en agua y en KCl para los suelos de Boimorto, Trabada y Rodeiro en todo el periodo de estudio considerado (septiembre de 2003 a noviembre de 2004). Como se puede observar, tanto los contenidos de carbono y de nitrógeno de las parejas de suelos de Boimorto, Trabada y Rodeiro difieren estadísticamente entre sí, siendo más elevados en las parcelas sin fertilizar. Las tres parejas de suelos tienen la misma relación C/N en los prados fertilizados y sin fertilizar, aunque en el caso de Boimorto y Trabada presenta una tendencia a ser mayor en el prado sin fertilizar. El pH en agua y en KCl son significativamente mayores en el prado fertilizado de Boimorto con respecto al prado sin fertilizar de la misma localidad. En el caso de las parejas de Trabada y Rodeiro los valores presentan tendencia a ser mayores en los prados sin fertilizar, aunque las diferencias no son significativas.

En la Tabla 46 se presentan los contenidos de fósforo asimilable, aluminio, hierro y textura para los prados estudiados.

Tabla 45. Contenido medio de carbono, nitrógeno, relación C/N, pH (H₂O) y pH (KCl) en los prados suelos de prado estudiados. La misma letra en una pareja de suelos indica que no hay diferencia estadísticamente significativa entre ellos.

Suelo	Carbono (%)	Nitrógeno (%)	C/N	pH (H ₂ O)	pH (KCl)
Boimorto F	6.36±1.35a	0.524±0.091a	12±2a	5.46±0.17a	4.27±0.13a
Boimorto NF	7.32±1.29a	0.526±0.118a	14±1a	5.08±0.25b	3.93±0.11b
Trabada F	4.39±0.84a	0.366±0.032a	12±2a	5.00±0.21a	3.83±0.14a
Trabada NF	7.73±0.99b	0.606±0.055b	13±1a	5.13±0.16a	3.96±0.10a
Rodeiro F	7.75±0.81a	0.669±0.042a	12±2a	5.28±0.21a	4.14±0.11a
Rodeiro NF	10.00±0.76b	0.871±0.042b	12±2a	5.37±0.16a	4.28±0.11a

Tabla 46. Contenido de fósforo asimilable, aluminio e hierro, así como textura de los suelos de prado estudiados.

Suelo	P asimilable (mg kg ⁻¹)	Al ₂ O ₃ (%)	Fe ₂ O ₃ (%)	Textura
Boimorto F	31	0.26	0.76	Franco-arenosa
Boimorto NF	5	0.28	0.59	Franca
Trabada F	28	0.35	0.34	Franca
Trabada NF	9	0.45	0.56	Franca
Rodeiro F	46	0.51	0.23	Franco-arcillo-arenosa
Rodeiro NF	15	0.48	0.35	Franco-arcillo-arenosa

3.4.1. Carbono lábil

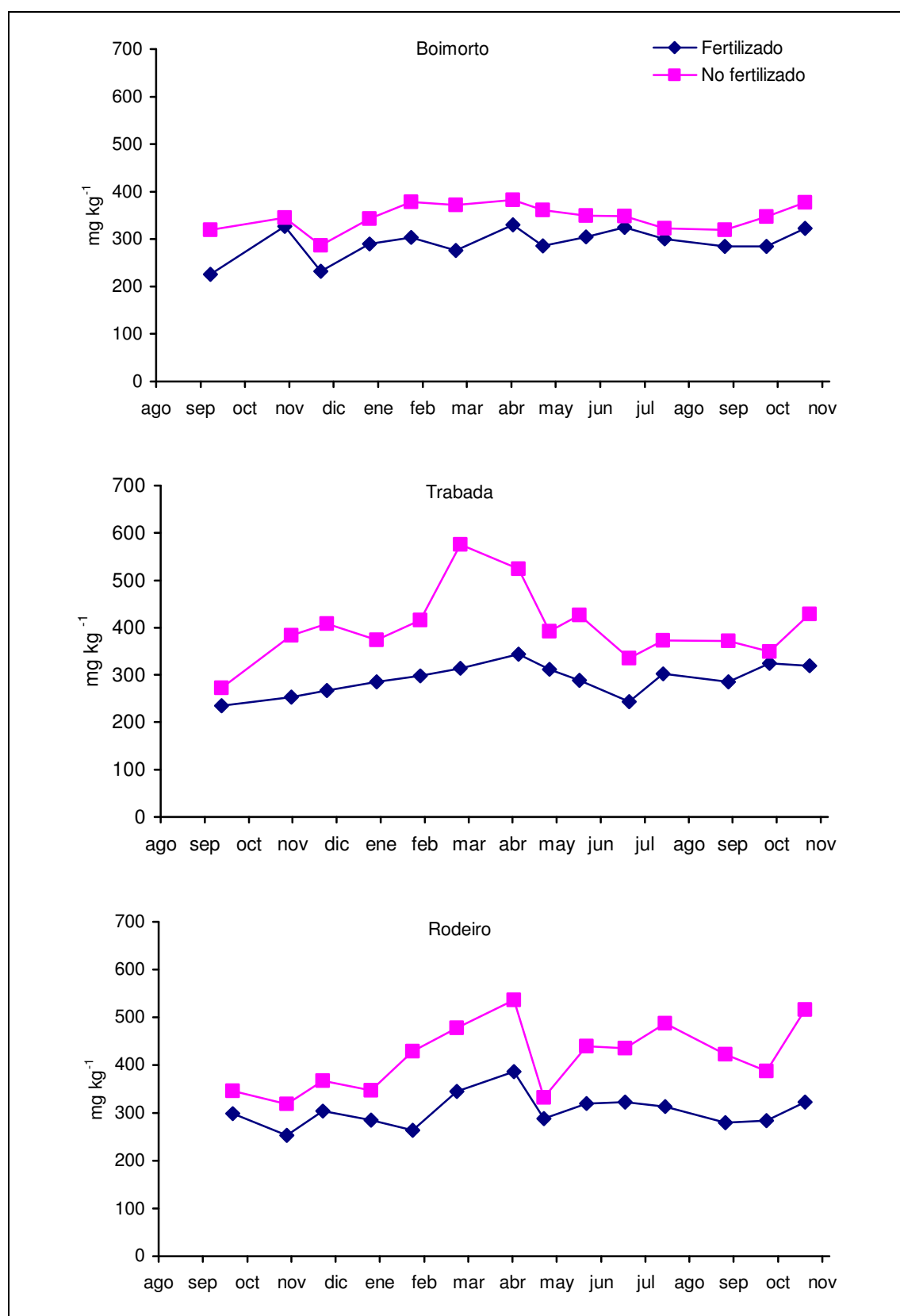


Figura 72. Evolución del carbono lábil de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

El carbono lábil presenta un valor medio de $292 \pm 32 \text{ mg kg}^{-1}$ para el prado fertilizado y de $347 \pm 27 \text{ mg kg}^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de carbono lábil en el caso del prado fertilizado es de 330 mg kg^{-1} (abril de 2004), mientras que el valor mínimo es de 226 mg kg^{-1} (septiembre de 2003) y representa un 68 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de carbono lábil es de 382 mg kg^{-1} (abril), mientras que el valor mínimo es de 287 mg kg^{-1} (diciembre de 2003) que es un 75 % del valor alcanzado en el mes en el que se produce el máximo de actividad.

Trabada

El carbono lábil (Figura 72) presenta un valor medio de $291 \pm 32 \text{ mg kg}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de $402 \pm 75 \text{ mg kg}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de carbono lábil para el prado fertilizado se obtiene en el mes de abril de 2004 y es de 344 mg kg^{-1} , mientras que el valor mínimo es de 234 mg kg^{-1} (mes de septiembre de 2003), lo que es un 68 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de carbono lábil se obtiene en el mes de marzo de 2004 y es de 576 mg kg^{-1} , mientras que el mínimo es de 273 mg kg^{-1} (septiembre de 2003) lo que representa un 47 % del valor máximo.

Rodeiro

El carbono lábil (Figura 72) presenta un valor medio de $305 \pm 35 \text{ mg kg}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de $418 \pm 70 \text{ mg kg}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo del prado fertilizado se registra en el mes de abril de 2004 y es de 387 mg kg^{-1} , mientras que el valor mínimo se mide en el mes de noviembre de 2003 y es de 253 mg kg^{-1} , lo que constituye un 65 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar, el valor máximo es de 537 mg kg^{-1} y se mide en el mes de abril de 2004, mientras que el valor mínimo que es de 319 mg kg^{-1} se registra en el mes de noviembre de 2003. Este último valor es un 59 % del valor máximo.

3.4.2. Carbono asociado a la biomasa microbiana

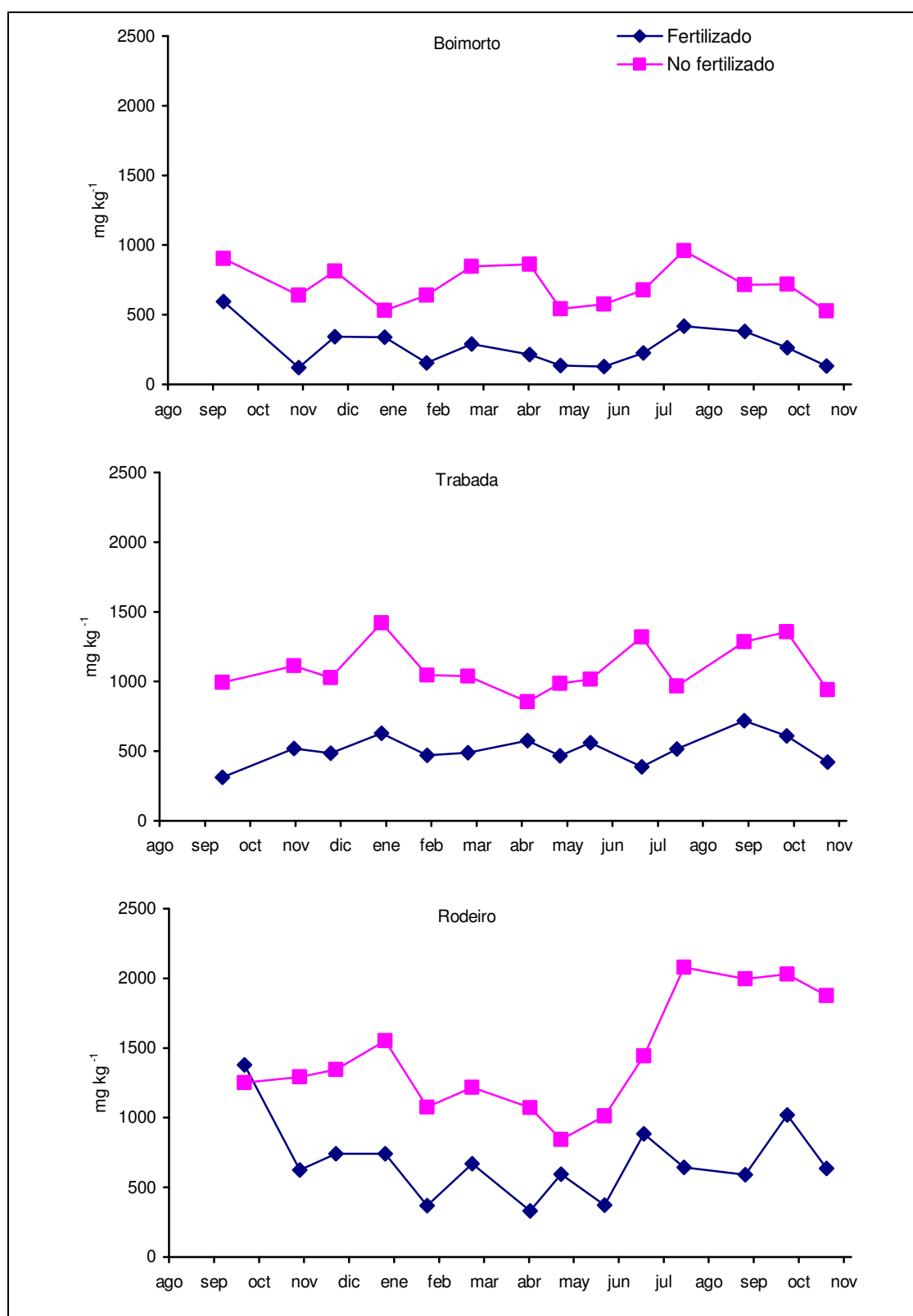


Figura 73. Evolución de la biomasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

El C-biomasa presenta un valor medio de $167 \pm 138 \text{ mg kg}^{-1}$ para el prado fertilizado y de $710 \pm 146 \text{ mg kg}^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de C-biomasa en el caso del prado fertilizado es de 595 mg kg^{-1} (septiembre de 2003), mientras que el valor mínimo es de 122 mg kg^{-1} (noviembre de 2003) y representa un 21 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de C-biomasa es de 958 mg kg^{-1} (agosto), mientras que el valor mínimo es de 525 mg kg^{-1} (noviembre de 2004) que es un 55 % del valor alcanzado en el mes en el que se produce el máximo de actividad.

Trabada

El C-biomasa (Figura 73) presenta un valor medio de $511 \pm 104 \text{ mg kg}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y del doble, $1097 \pm 175 \text{ mg kg}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de C-biomasa para el prado fertilizado se obtiene en el mes de septiembre de 2004 y es de 717 mg kg^{-1} , mientras que el valor mínimo es de 310 mg kg^{-1} (mes de septiembre de 2003), lo que es un 43 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de C-biomasa se obtiene también en el mes de enero de 2004 y es de 1420 mg kg^{-1} , mientras que el mínimo es de 854 mg kg^{-1} (marzo de 2004) lo que representa un 60 % del valor máximo.

Rodeiro

El C-biomasa (Figura 73) presenta un valor medio de $685 \pm 276 \text{ mg kg}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de $1434 \pm 410 \text{ mg kg}^{-1}$ para el no fertilizado.

El valor máximo del prado fertilizado se registra en el mes de septiembre de 2003 y es de 1380 mg kg^{-1} , mientras que el valor mínimo se mide en el mes de abril de 2004 y es de 329 mg kg^{-1} , lo que constituye un 24 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar, el valor máximo de C-biomasa es de 2078 mg kg^{-1} y se mide en el mes de agosto de 2004, mientras que el valor mínimo que es de 844 mg kg^{-1} se registra en el mes de mayo de 2004. Este último valor es un 41 % del valor máximo.

3.4.3. Respiración basal

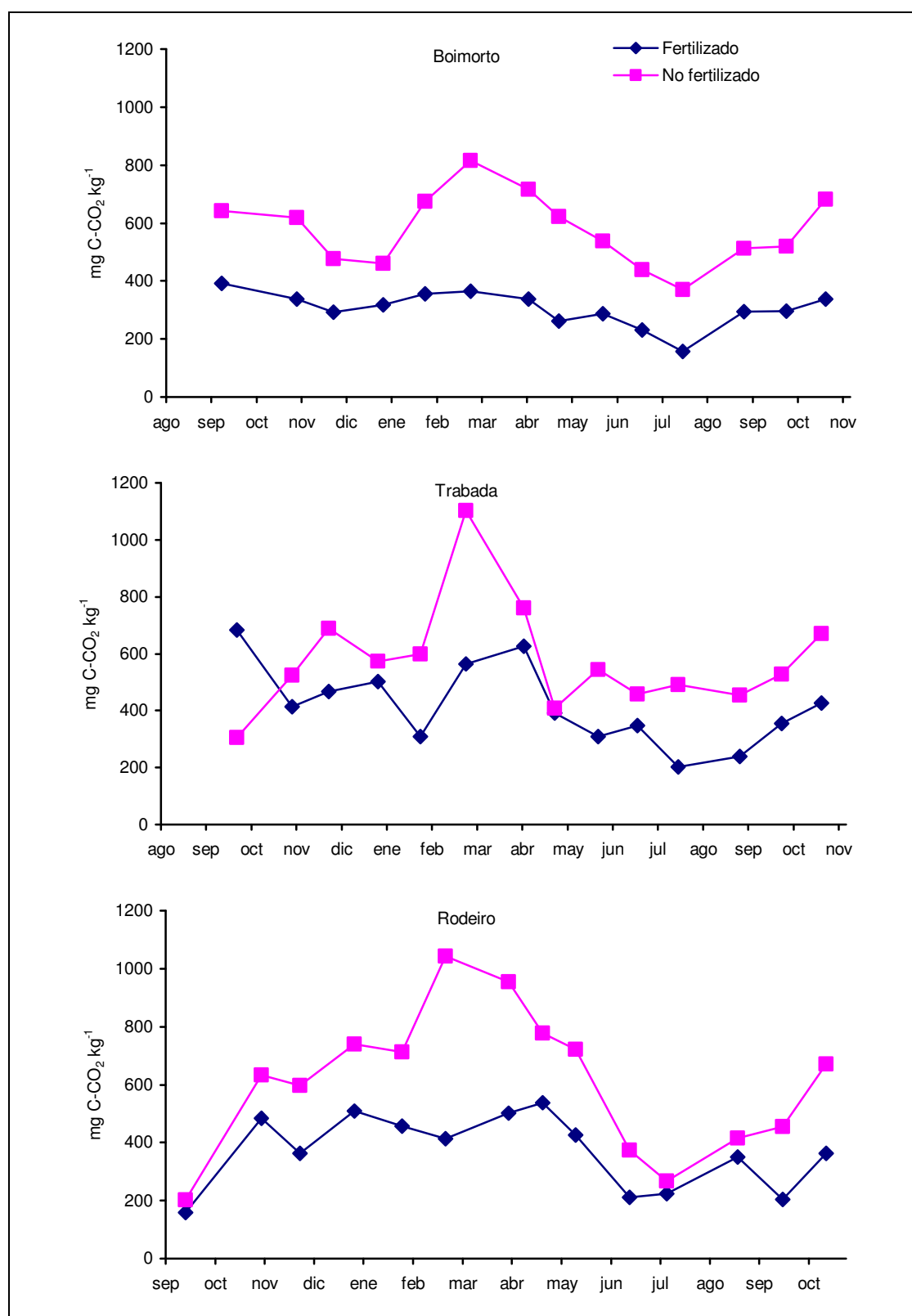


Figura 74. Evolución de la respiración de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

La respiración presenta un valor medio de 304 ± 60 mg C-CO₂ kg⁻¹ para el prado fertilizado y de 578 ± 124 mg C-CO₂ kg⁻¹ en el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de respiración en el caso del prado fertilizado es de 392 mg C-CO₂ kg⁻¹ (septiembre de 2003), mientras que el valor mínimo es de 157 mg C-CO₂ kg⁻¹ (agosto de 2004) y representa un 40 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de respiración es de 816 mg kg⁻¹ (marzo), mientras que el valor mínimo es de 369 mg C-CO₂ kg⁻¹ (agosto) que es un 45 % del valor alcanzado en marzo.

Trabada

La respiración (Figura 74) presenta un valor medio de 371 ± 127 mg C-CO₂ kg⁻¹ en el caso del prado fertilizado y de 612 ± 245 mg C-CO₂ kg⁻¹ para el no fertilizado. El valor máximo de respiración para el prado fertilizado se obtiene en el mes de mayo de 2004 y es de 539 mg C-CO₂ kg⁻¹, mientras que el valor mínimo es de 158 mg C-CO₂ kg⁻¹ (mes de septiembre de 2003), lo que es un 29 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de respiración se obtiene en el mes de marzo de 2004 y es de 1043 mg C-CO₂ kg⁻¹, mientras que el mínimo es de 203 mg C-CO₂ kg⁻¹ (septiembre de 2003) lo que representa un 19 % del valor máximo.

Rodeiro

La respiración (Figura 74) presenta un valor medio de 417 ± 145 mg C-CO₂ kg⁻¹ en el caso del prado fertilizado y de 579 ± 192 mg C-CO₂ kg⁻¹ para el no fertilizado.

El valor máximo del prado fertilizado se registra en el mes de septiembre de 2003 y es de 683 mg C-CO₂ kg⁻¹, mientras que el valor mínimo se mide en el mes de agosto de 2004 y es de 202 mg C-CO₂ kg⁻¹, lo que constituye un 30 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar, el valor máximo es de 1103 mg C-CO₂ kg⁻¹ y se mide en el mes de marzo de 2004, mientras que el valor mínimo que es de 305 mg C-CO₂ kg⁻¹ se registra en el mes de septiembre de 2003. Este último valor es un 28 % del valor máximo.

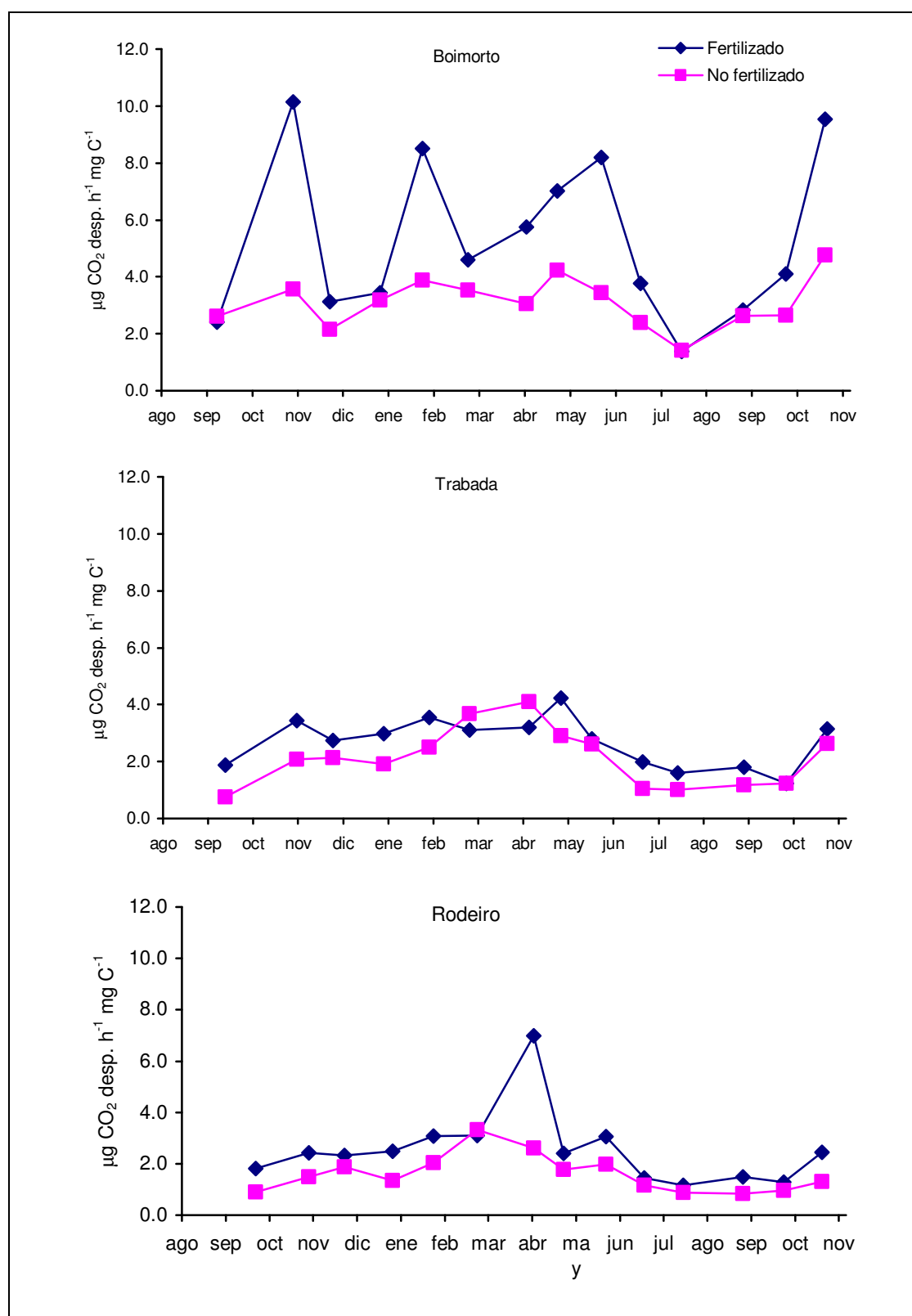
3.4.4. $q\text{CO}_2$ 

Figura 75. Evolución de $q\text{CO}_2$ de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

El $q\text{CO}_2$ presenta un valor medio de $6.07 \pm 3.24 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ para el prado fertilizado y de $3.53 \pm 1.00 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de este coeficiente en el caso del prado fertilizado es de $11.52 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ (noviembre de 2003), mientras que el valor mínimo es de $1.56 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ (agosto de 2004) y representa un 14 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de $q\text{CO}_2$ es de $5.41 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ (noviembre de 2004), mientras que el valor mínimo es de $1.60 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ (agosto) que es un 30 % del valor alcanzado en noviembre

Trabada

El $q\text{CO}_2$ (Figura 75) presenta un valor medio de $3.06 \pm 0.98 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de $2.42 \pm 1.16 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de $q\text{CO}_2$ para el prado fertilizado se obtiene en el mes de mayo de 2004 y es de $4.81 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$, mientras que el valor mínimo es de $1.40 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ (mes de octubre de 2004), lo que es un 29 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de $q\text{CO}_2$ se obtiene en el mes de abril de 2004 y es de $4.66 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ mientras que el mínimo es de $0.85 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ (septiembre de 2003) lo que representa un 18 % del valor máximo.

Rodeiro

El $q\text{CO}_2$ (Figura 75) presenta un valor medio de $2.88 \pm 1.64 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de $1.82 \pm 0.82 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ para el no fertilizado.

El valor máximo de $q\text{CO}_2$ del prado fertilizado se registra en el mes de abril y es de $7.93 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$, mientras que el valor mínimo se mide en el mes de agosto y es de $1.31 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$, lo que constituye un 16 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar, el valor máximo es de $3.77 \mu\text{g}$ de C-CO_2 desprendido h^{-1} mg de carbono $^{-1}$ y se mide en el mes de marzo de 2004, mientras que el valor mínimo que es de 0.94 se registra en el mes de septiembre de 2003. Este último valor es un 25 % del valor máximo.

3.4.5. Actividad catalasa

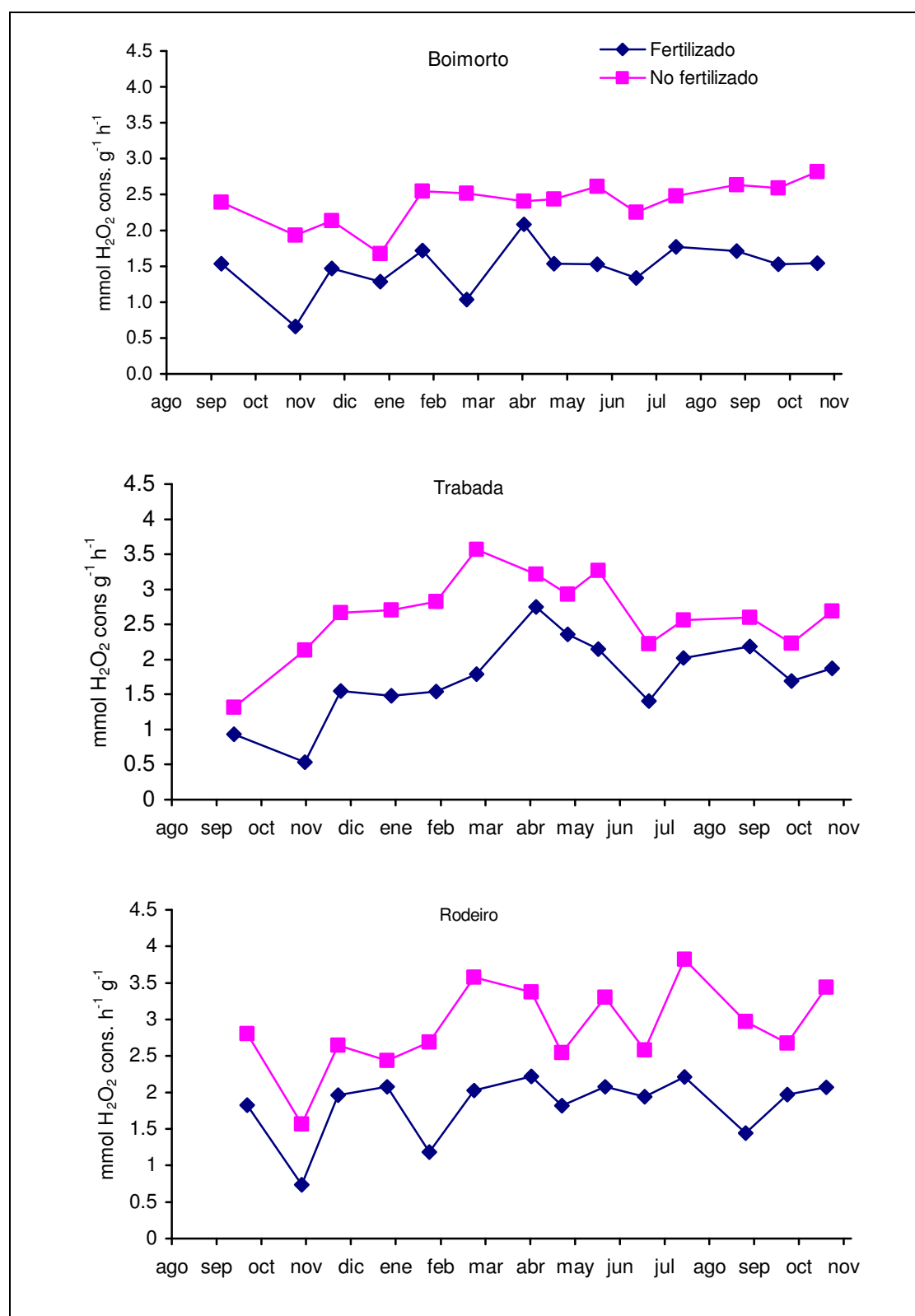


Figura 76. Evolución de la actividad catalasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

La actividad catalasa presenta un valor medio de 1.48 ± 0.34 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ para el prado fertilizado y de 2.39 ± 0.30 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de actividad en el caso del prado fertilizado es de 2.09 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (abril), mientras que el valor mínimo es de 0.66 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (noviembre de 2003) y representa un 32 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de actividad es de 2.82 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (noviembre de 2004), mientras que el valor mínimo es de 1.67 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (en enero de 2004) que es un 59 % del valor alcanzado en el mes en el que se produce el máximo de actividad.

Trabada

La actividad catalasa presenta un valor medio de 1.73 ± 0.57 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 2.64 ± 0.56 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de actividad para el prado fertilizado se obtiene en el mes de abril de 2004 y es de 2.75 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo es de 0.54 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (mes de noviembre de 2003), lo que es un 20 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de actividad se obtiene en el mes de marzo de 2004 y es de 3.56 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, mientras que el mínimo es de 1.32 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ (septiembre de 2003) lo que representa un 37 % del valor máximo.

Rodeiro

La catalasa presenta un valor medio de 1.83 ± 0.42 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 2.89 ± 0.58 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de actividad del prado fertilizado se registra en el mes de abril y es de 2.22 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo se mide en el mes de noviembre de 2003 y es de 0.74 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, lo que constituye un 33 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar, el valor máximo es de 3.82 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$ y fue medido en el mes de agosto de 2004, mientras que el valor mínimo, que es de 1.56 mmol de H_2O_2 consumida $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, se registra en el mes de noviembre de 2003. Este último valor es un 41 % del valor máximo.

3.4.6. Actividad deshidrogenasa

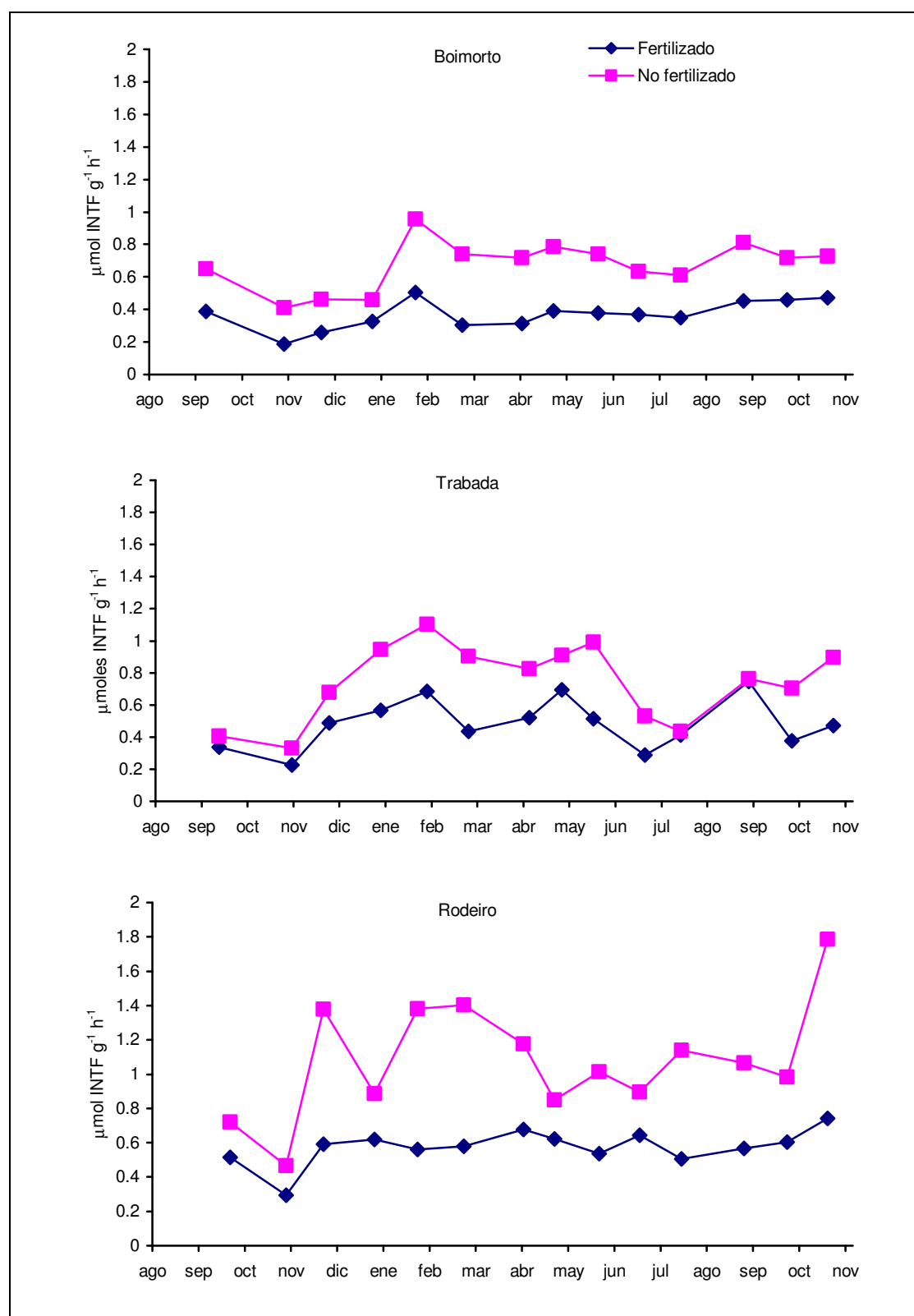


Figura 77. Evolución de la actividad deshidrogenasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

El valor medio durante el periodo de estudio de la actividad deshidrogenasa es de 0.39 ± 0.09 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el prado fertilizado (Figura 77) frente a un valor de 0.67 ± 0.15 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el prado sin fertilizar. La actividad deshidrogenasa alcanza un mínimo de actividad en ambos prados en el mes de noviembre de 2003, con un valor de 0.19 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 0.41 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de actividad en el prado fertilizado es de 0.50 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 0.95 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el prado sin fertilizar (en ambos casos este valor se alcanza en febrero). El valor mínimo de actividad es un 37 % del valor máximo en el caso del prado fertilizado y del 43 % para el no fertilizado.

Trabada

El valor medio de actividad para el prado sin fertilizar (Figura 77) es de 0.74 ± 0.24 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, frente al valor de 0.48 ± 0.15 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, que se da en el prado fertilizado.

El valor máximo de actividad en el prado fertilizado se registra en el mes de septiembre de 2004 y es de 0.75 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo, que se alcanza en el mes de noviembre de 2003 es de 0.23 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un 30 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de actividad se alcanza en el mes de febrero de 2004 (1.10 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), y el mínimo se midió en el mes de noviembre de 2003 (0.33 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), que es un 30 % del máximo.

Rodeiro

La actividad deshidrogenasa (Figura 77) presenta un promedio a lo largo del periodo de estudio de 0.57 ± 0.10 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el prado fertilizado, mientras que presenta un valor de 1.08 ± 0.33 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el prado no fertilizado. El prado fertilizado alcanza el máximo de actividad en el mes de noviembre de 2004 (0.74 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el mínimo (que representa un 40 % del valor máximo) se registra en el mes de noviembre de 2003 (0.29 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$). En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo se midió en noviembre de 2004 y es de 1.78 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo se registró en el mes de noviembre de 2003 y fue de 0.47 $\mu\text{moles de INTF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que es un 26 % del valor máximo.

3.4.7. Mineralización de nitrógeno

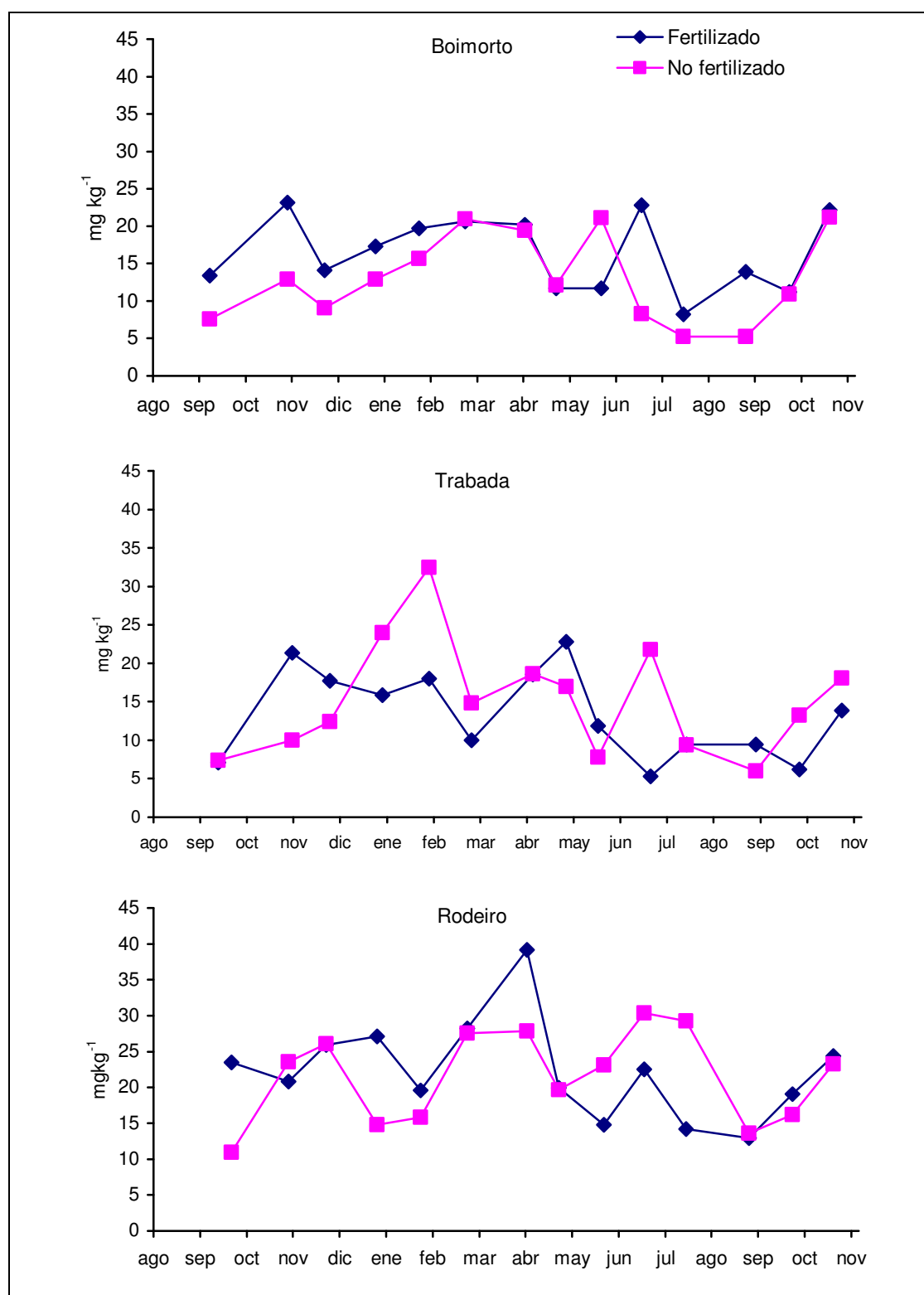


Figura 78. Evolución de la mineralización de nitrógeno de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

La mineralización neta de nitrógeno presenta un valor medio de $16.43 \pm 5.00 \text{ mg kg}^{-1}$ para el prado fertilizado y de $13.04 \pm 5.80 \text{ mg kg}^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de nitrógeno mineralizado en el caso del prado fertilizado es de 22.16 mg kg^{-1} (noviembre de 2004), mientras que el valor mínimo es de 8.19 mg kg^{-1} (agosto de 2004) y representa un 37 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de nitrógeno mineralizado es de 21.22 mg kg^{-1} (noviembre de 2004), mientras que el valor mínimo es de 5.22 mg kg^{-1} (agosto de 2004) que es un 25 % del valor alcanzado en el mes en el que se produce el máximo de mineralización.

Trabada

La mineralización neta de nitrógeno (Figura 78) presenta un valor medio de $23.38 \pm 5.73 \text{ mg kg}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y del triple, $15.20 \pm 7.42 \text{ mg kg}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de nitrógeno mineralizado para el prado fertilizado se obtiene en el mes de mayo de 2004 y es de 22.80 mg kg^{-1} , mientras que el valor mínimo es de 6.18 mg kg^{-1} (mes de octubre de 2004), lo que es un 27 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de mineralización se obtiene en febrero de 2004 y es de 32.44 mg kg^{-1} , mientras que el mínimo es de 5.98 mg kg^{-1} (septiembre de 2004) lo que representa un 18 % del valor máximo.

Rodeiro

La mineralización neta de nitrógeno (Figura 78) presenta un valor medio de $22.31 \pm 6.78 \text{ mg kg}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de $21.58 \pm 6.38 \text{ mg kg}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de nitrógeno mineralizado del prado fertilizado se registra en el mes de abril de 2004 y es de 39.19 mg kg^{-1} , mientras que el valor mínimo se mide en el mes de septiembre de 2004 y es de 12.94 mg kg^{-1} , lo que constituye un 33 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar, el valor máximo es de 30.35 mg kg^{-1} y se mide en el mes de julio de 2004, mientras que el valor mínimo que es de 10.90 mg kg^{-1} se registra en el mes de septiembre de 2003. Este último valor es un 36 % del valor máximo.

3.4.8. Actividad celulasa

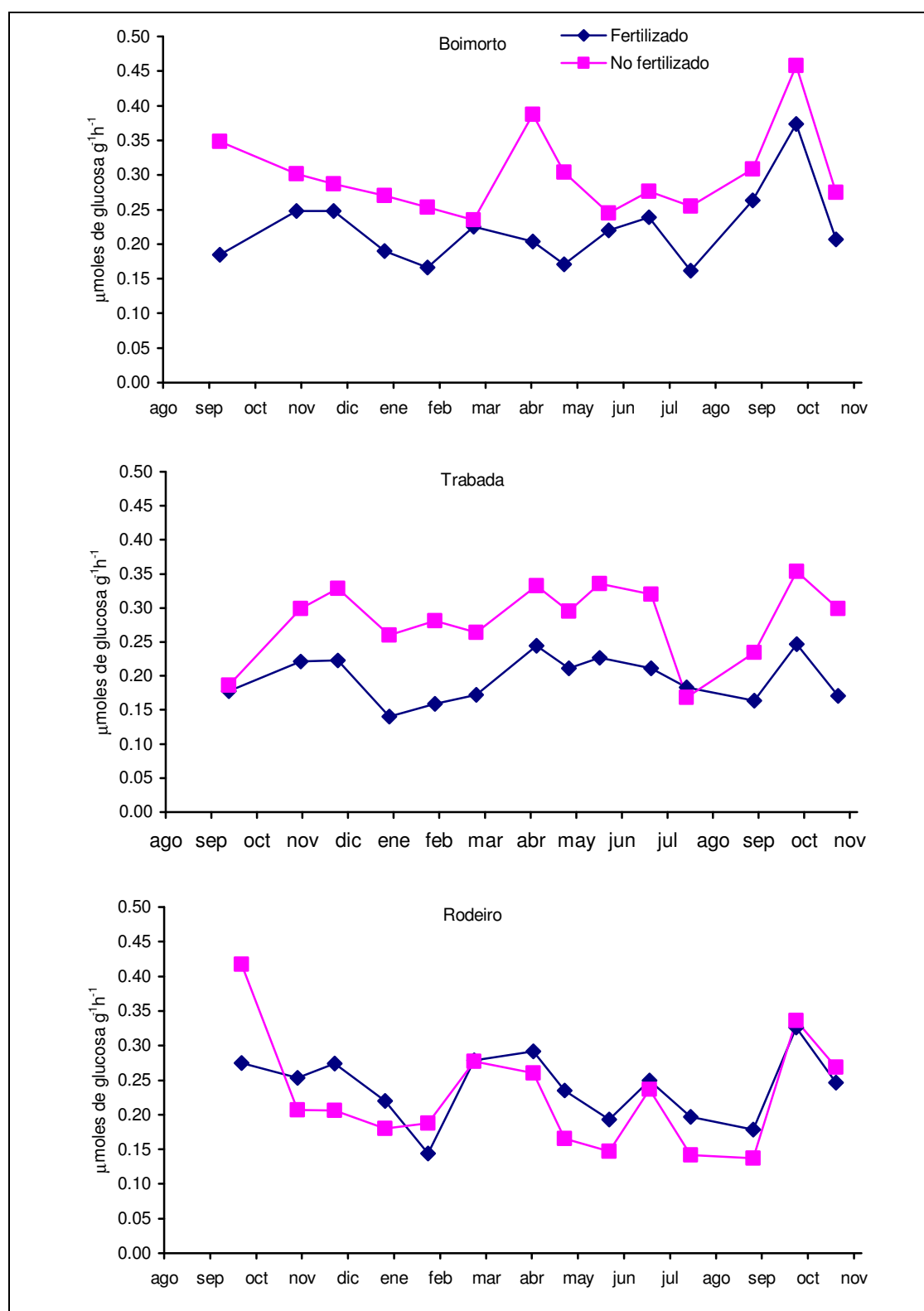


Figura 79. Evolución de la actividad celulasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

El valor medio durante el periodo de estudio de la actividad celulasa es de 0.221 ± 0.055 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el prado fertilizado (Figura 79) frente a un valor de 0.300 ± 0.061 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el prado sin fertilizar. La actividad celulasa alcanza un máximo de actividad en ambos prados en el mes de octubre de 2004, con un valor de 0.374 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 0.458 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar. En el prado sin fertilizar se obtiene el valor mínimo de actividad (0.235 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que es un 51 % del valor máximo) en marzo de 2004. En el caso del prado fertilizado el mínimo se produce aproximadamente en la misma fecha (febrero de 2004), en donde se registra un valor de 0.166 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un 43 % del valor máximo.

Trabada

El valor medio de actividad celulasa para el prado sin fertilizar (Figura 79) es de 0.283 ± 0.056 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, frente al valor de 0.196 ± 0.034 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, que se da en el prado fertilizado. El valor máximo de actividad en el prado fertilizado se registra en el mes de octubre de 2004 y es de 0.247 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo, que se alcanza en el mes de enero de 2004 es de 0.140 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un 57 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de actividad se alcanza también en el mes de octubre de 2004 (0.354 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), y el mínimo se midió en el mes agosto de 2004 (0.168 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), que es un 47 % del máximo.

Rodeiro

La actividad celulasa (Figura 79) presenta un promedio a lo largo del periodo de estudio de 0.240 ± 0.049 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el prado fertilizado, mientras que presenta un valor de 0.226 ± 0.080 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el prado no fertilizado. El prado fertilizado alcanza el máximo de actividad en el mes de octubre de 2004 (0.326 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el mínimo (que representa un 44 % del valor máximo) se registra en el mes de febrero de 2004 (0.144 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$). En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo se midió en septiembre de 2003 y es de 0.417 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo se registró en el mes de septiembre de 2004 y fue de 0.137 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un 33 % del valor máximo.

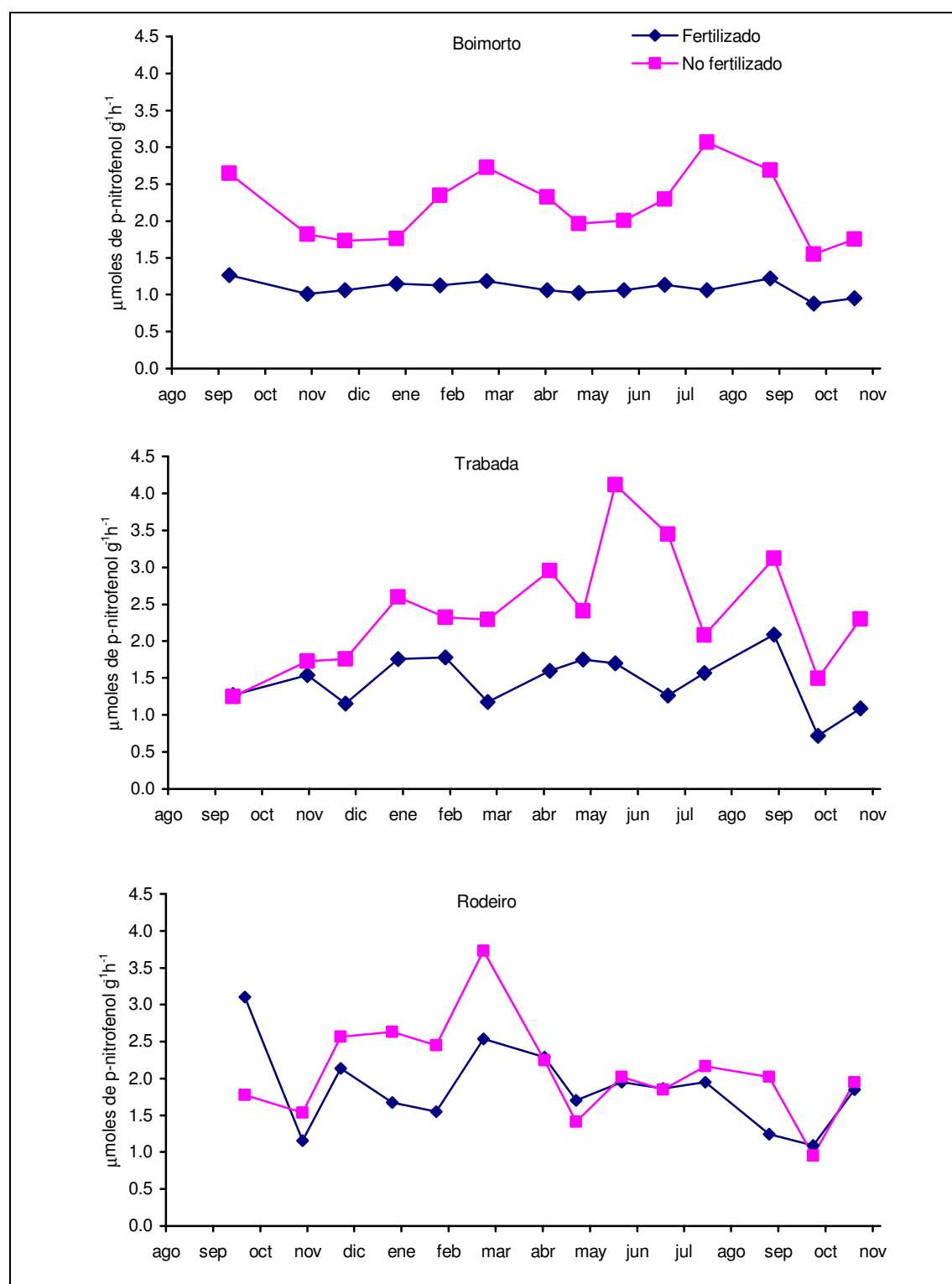
3.4.9. Actividad β -glucosidasa

Figura 80. Evolución de la actividad β -glucosidasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

La actividad β -glucosidasa (Figura 80) presenta un valor medio de 1.08 ± 0.10 $\mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ frente al valor de 2.19 ± 0.46 que presenta el prado no fertilizado. En el caso del prado fertilizado se observa una variación a lo largo del periodo de estudio que oscila entre 0.88 (mes de octubre de 2004) y 1.26 $\mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de septiembre de 2003), de modo que el valor de la actividad β -glucosidasa en el mes de octubre representa un 69 % de la del mes de septiembre. En el caso del prado no fertilizado se alcanza el máximo en el mes de agosto de 2004 ($3.07 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$). El valor mínimo de actividad en el prado sin fertilizar se produce en el mes de septiembre de 2004 y es de $1.55 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que supone un 51 % del valor máximo.

Trabada

La actividad β -glucosidasa presenta un valor medio a lo largo del periodo de estudio de $1.46 \pm 0.36 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el prado fertilizado frente a un valor de $2.42 \pm 0.79 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el prado sin fertilizar (Figura 80). En el caso del prado fertilizado el valor máximo de actividad es de $2.09 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y se alcanza en el mes de septiembre de 2004, mientras que el valor mínimo es de $0.72 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, que se alcanza al mes siguiente (octubre de 2004) y es de tan sólo un 34 % del valor anterior. Para el prado sin fertilizar el valor máximo de actividad se produce también en el mes de septiembre de 2004 ($3.12 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$); el valor mínimo se produce en el mes de septiembre de 2003, y es de $1.25 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un 30 % del valor anterior.

Rodeiro

La actividad β -glucosidasa presenta un valor medio de $1.86 \pm 0.55 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el suelo fertilizado y de 2.09 ± 0.66 en el caso del suelo no fertilizado. El valor máximo de actividad registrado para el prado fertilizado es de $3.11 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ alcanzado en el mes de septiembre de 2003, mientras que el valor mínimo se alcanzó en el mes de septiembre y fue de $1.09 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que es 35 % del valor máximo. El valor máximo medido en el prado sin fertilizar es de $3.73 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de marzo de 2004), mientras que el valor mínimo es de $0.95 \mu\text{moles } p\text{-nitrofenol g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de octubre de 2004) y representa tan sólo un 26 % del valor anterior (Figura 80).

3.4.10. Actividad invertasa

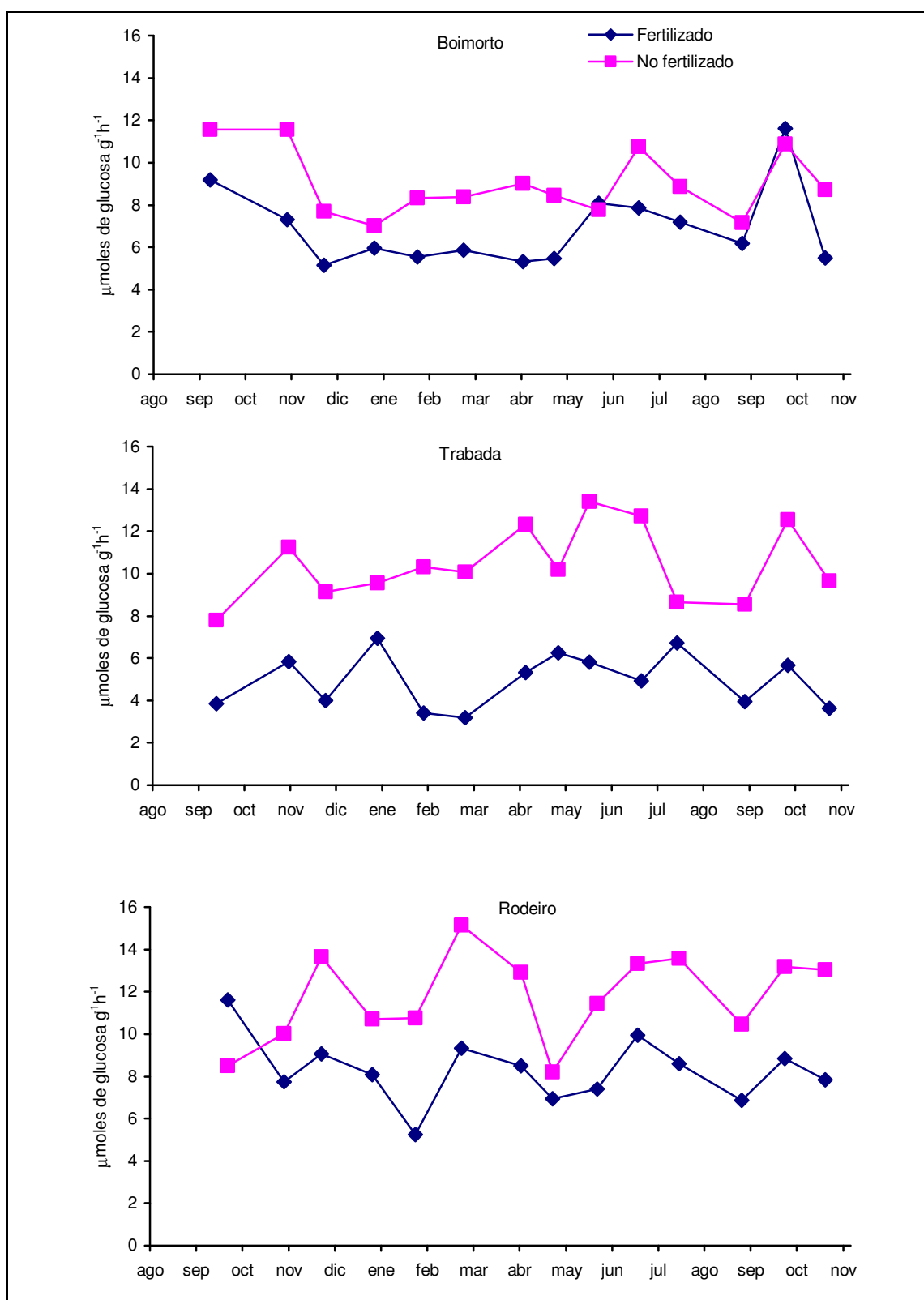


Figura 81. Evolución de la actividad invertasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

Los valores medios de actividad invertasa son de 9.01 ± 1.56 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar y de 6.87 ± 1.84 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado. En el caso del prado fertilizado el mínimo de actividad se produce en el mes de diciembre de 2003 (5.16 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), lo que es un 44 % del valor máximo (11.60 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) que se alcanza en el mes de octubre de 2004, en el prado sin fertilizar el mínimo de actividad corresponde al mes de enero de 2004 (7.01 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), lo que es 61 % del valor máximo de 11.57 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ al que se llega en el mes de septiembre de 2003.

Trabada

La actividad invertasa presenta un valor medio a lo largo del periodo de estudio de 10.44 ± 1.75 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el prado sin fertilizar, frente al valor de 4.96 ± 1.28 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ que presenta el prado fertilizado (Figura 81). Mientras que en el caso del prado fertilizado el máximo se produce en el mes de enero de 2004 (6.93 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) y el valor mínimo se alcanza en el mes de marzo de 2004 y es de 3.18 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un 46 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de actividad se alcanza en el mes de junio de 2004 y es de 13.41 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo se presenta en el mes de septiembre de 2003 y es de 7.79 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un 58 % del valor máximo.

Rodeiro

Existe una mayor actividad invertasa en el prado no fertilizado con respecto al prado fertilizado, concretamente el primero presenta un promedio a lo largo del periodo de estudio de 11.78 ± 2.07 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el segundo presenta un valor de 8.29 ± 1.53 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. La actividad máxima medida en el prado fertilizado es de 11.62 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de septiembre de 2003), mientras que el valor mínimo se registró en el mes de febrero de 2004 y es de 5.25 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que representa un 45 % del valor anterior. En el prado sin fertilizar, el máximo de actividad se produjo en el mes de marzo de 2004, con un valor de 15.14 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el mínimo se midió en el mes de mayo de 2004 y fue de 8.22 $\mu\text{moles de glucosa g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que es un 54 % del valor anterior.

3.4.11. Actividad proteasa-caseína

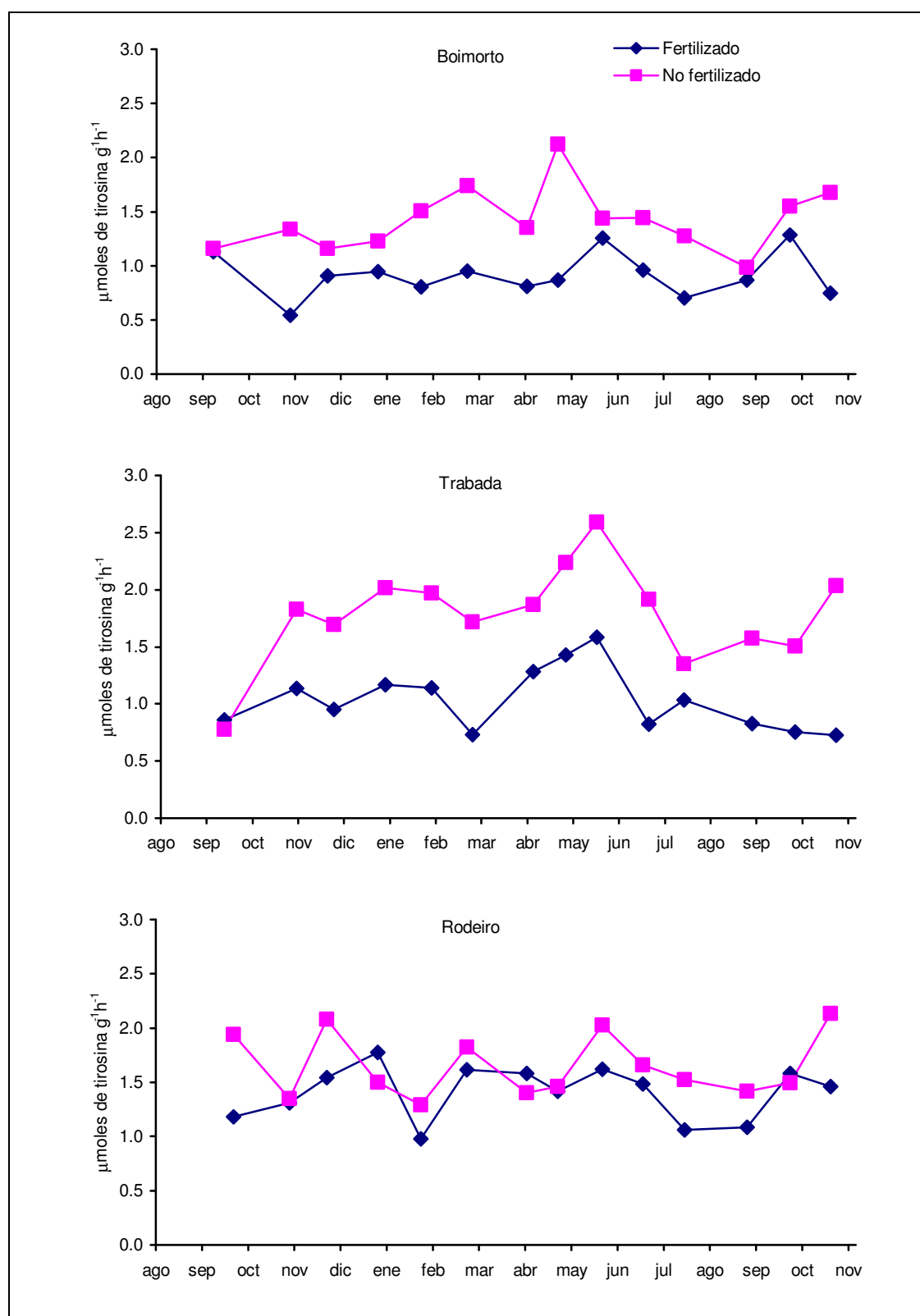


Figura 82. Evolución de la actividad proteasa-caseína de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

La actividad proteasa-caseína presenta un valor medio de 0.91 ± 0.20 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el caso del suelo fertilizado (Figura 82) y de 1.43 ± 0.29 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el suelo no fertilizado. El valor máximo es de 1.28 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el caso del suelo fertilizado (mes de octubre de 2004) y mínimo de 0.54 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de noviembre de 2004), lo que significa que el valor mínimo de actividad es un 42 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de actividad es de 2.12 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de mayo de 2004), mientras que el valor mínimo (1.16 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) se alcanza en el mes de diciembre de 2003 y es un 46 % del valor máximo.

Trabada

La actividad proteasa-caseína (Figura 82) presenta un valor medio de 1.03 ± 0.27 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el caso de la parcela fertilizada y de 1.79 ± 0.43 para el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de actividad proteasa-caseína en el prado fertilizado se produce en el mes de junio y es de 1.48 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo es en el mes de marzo, 0.73 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y representa un 46 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo se registra también en el mes de junio (2.59 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el valor mínimo es de 0.78 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y se alcanza en el mes de septiembre de 2003. El valor mínimo de actividad representa un 30 % del valor máximo en el prado sin fertilizar.

Rodeiro

La actividad media de la proteasa-caseína (Figura 82) es de 1.65 ± 0.29 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el suelo sin fertilizar y de 1.41 ± 0.29 para el suelo fertilizado. El valor máximo de actividad para el prado fertilizado se registró en el mes de enero de 2004 (1.78 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el valor mínimo fue de 0.98 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de febrero), lo que es un 55 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el valor mínimo se midió en el mes de noviembre de 2003 y fue de 2.08 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo se registró en el mes de febrero y fue de 1.29 $\mu\text{moles de tirosina g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que constituye un 60 % del valor máximo.

3.4.12. Actividad proteasa-BAA

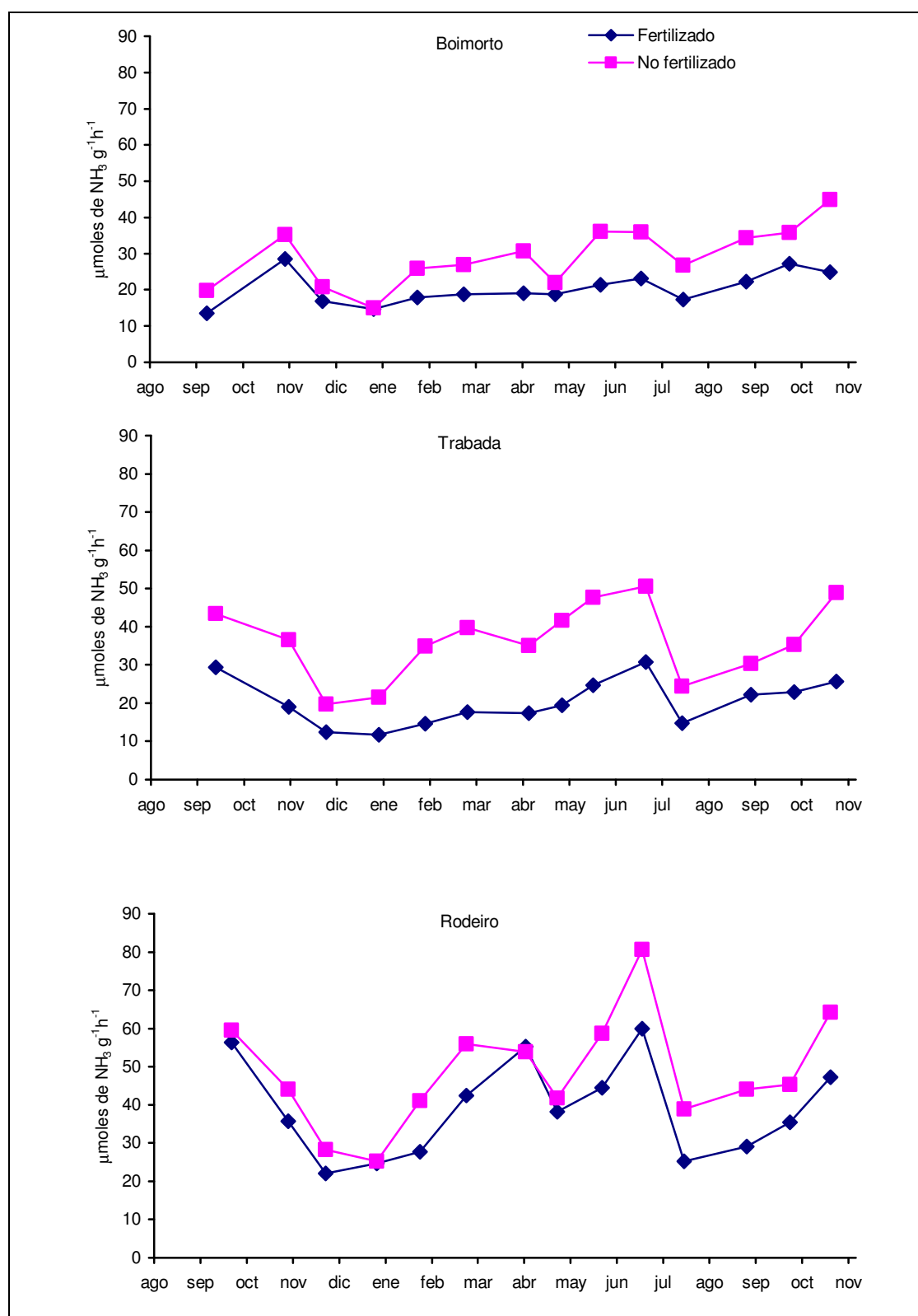


Figura 83. Evolución de la actividad proteasa-BAA de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

El valor medio de la actividad proteasa-BAA (Figura 83) para el prado fertilizado es de 20.28 ± 4.47 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que para el prado sin fertilizar es de 29.28 ± 8.26 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. El valor máximo de actividad se produce en el mes de noviembre y el mínimo en el de enero en el caso de ambos prados. En el caso del prado fertilizado el valor máximo es de 28.44 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (noviembre de 2003) y el valor mínimo es 14.67 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (enero de 2004) lo que es un 47 % del valor anterior. Para el prado sin fertilizar el valor máximo de actividad se produce en el mes de noviembre de 2004 y es de 44.98 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el mínimo es de 14.99 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (enero de 2004), lo que es un 33 % del valor máximo.

Trabada

La actividad proteasa-BAA (Figura 83) presenta un valor medio de 20.18 ± 5.98 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 36.42 ± 9.84 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para la parcela sin fertilizar. En el caso del prado fertilizado, esta enzima alcanza su valor máximo de actividad en el mes de julio (30.73 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el valor mínimo es de 12.40 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, alcanzado en diciembre de 2003 y representa un 38 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de actividad también se alcanza en el mes julio y es de 50.54 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$; mientras que el valor mínimo se obtiene también en el mes de diciembre de 2003 y es de 19.76 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que es un 39 % del valor máximo.

Rodeiro

La proteasa-BAA (Figura 83) presenta un valor medio de actividad a lo largo del periodo de estudio de 38.86 ± 12.55 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 48.70 ± 14.63 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de actividad en el prado fertilizado se produce en el mes de julio y es de 59.92 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo es de 22.11 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y se registra en el mes de diciembre de 2003; este valor es un 37 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de actividad se produce también en el mes de julio (80.66 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el valor mínimo se registra en el mes de enero de 2003 (25.16 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), lo que es un 31 % del valor anterior.

3.4.13. Actividad ureasa

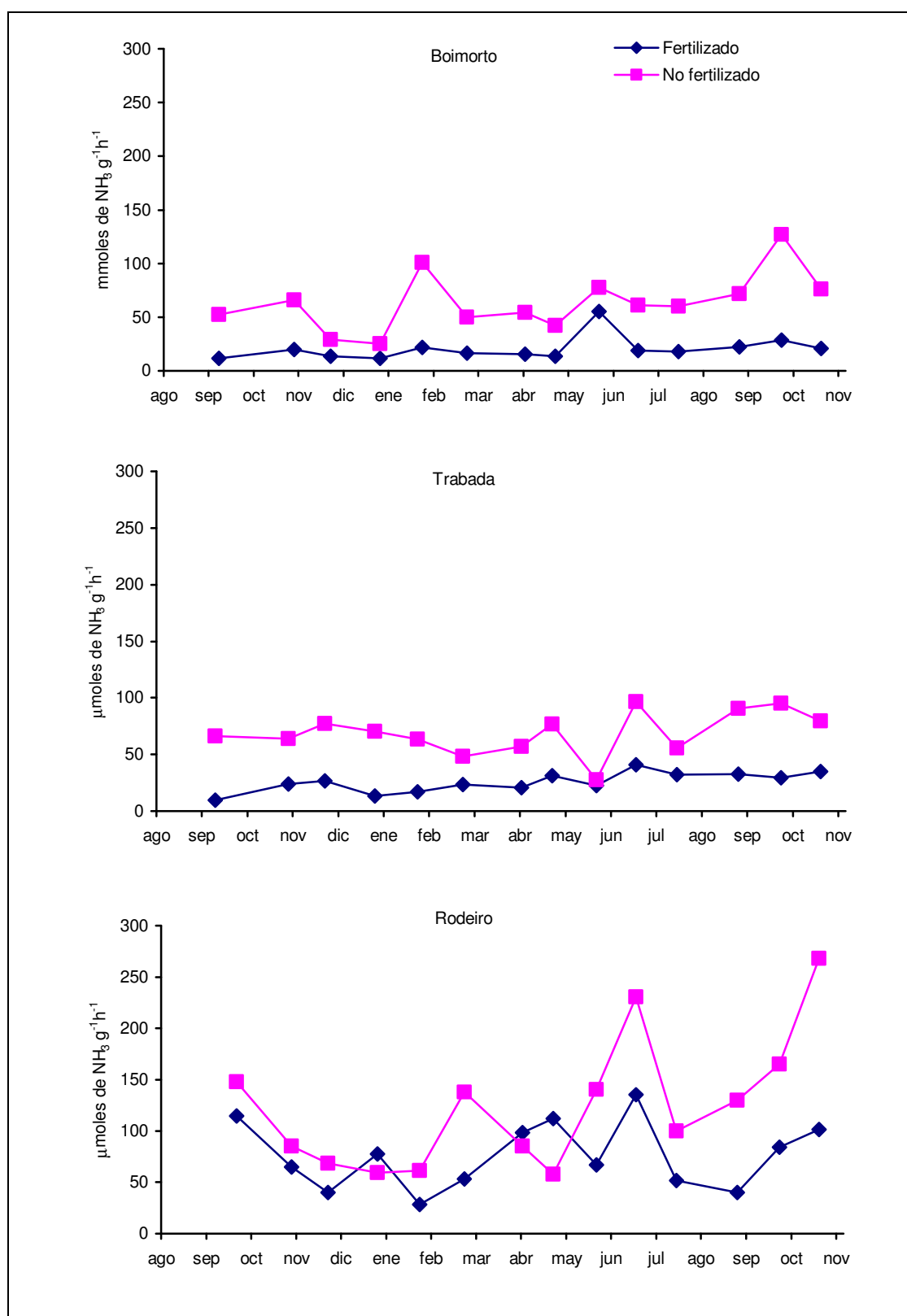


Figura 84. Evolución de la actividad ureasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

La actividad ureasa (Figura 84) presenta un valor medio de 20.50 ± 11.09 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el prado fertilizado y de casi el triple, 63.82 ± 26.83 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de actividad en el caso del prado fertilizado es de 55.32 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (julio), mientras que el valor mínimo es de 11.44 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (enero de 2004) y representa un 21 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de actividad es de 127.04 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (también en julio), mientras que el valor mínimo es de 25.35 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (también en enero de 2004) que es un 20 % del valor alcanzado en el mes en el que se produce el máximo de actividad.

Trabada

La actividad ureasa (Figura 84) presenta un valor medio de 23.58 ± 5.17 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y del triple, 69.12 ± 31.21 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de actividad para el prado fertilizado se obtiene en el mes de julio de 2004 y es de 34.30 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo es de 15.87 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de enero), lo que es un 46 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de actividad se obtiene en el mes de junio de 2004 y es de 154.68 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el mínimo es de 34.75 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (también en el mes de enero) lo que representa un 22 % del valor máximo.

Rodeiro

La ureasa (Figura 84) presenta un valor medio de actividad de 76.34 ± 32.42 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 124.09 ± 64.49 para el no fertilizado. El valor máximo de actividad del prado fertilizado se registra en el mes de julio y es de 135.51 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo se mide en el mes de febrero y es de 28.56 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que constituye un 21 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar, el valor máximo es de 267.93 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y se mide en el mes de noviembre de 2004, mientras que el valor mínimo que es de 55.67 $\mu\text{moles de NH}_3 \text{ g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ se registra en el mes de mayo. Este último valor es un 22 % del valor máximo.

3.4.14. Actividad fosfodiesterasa

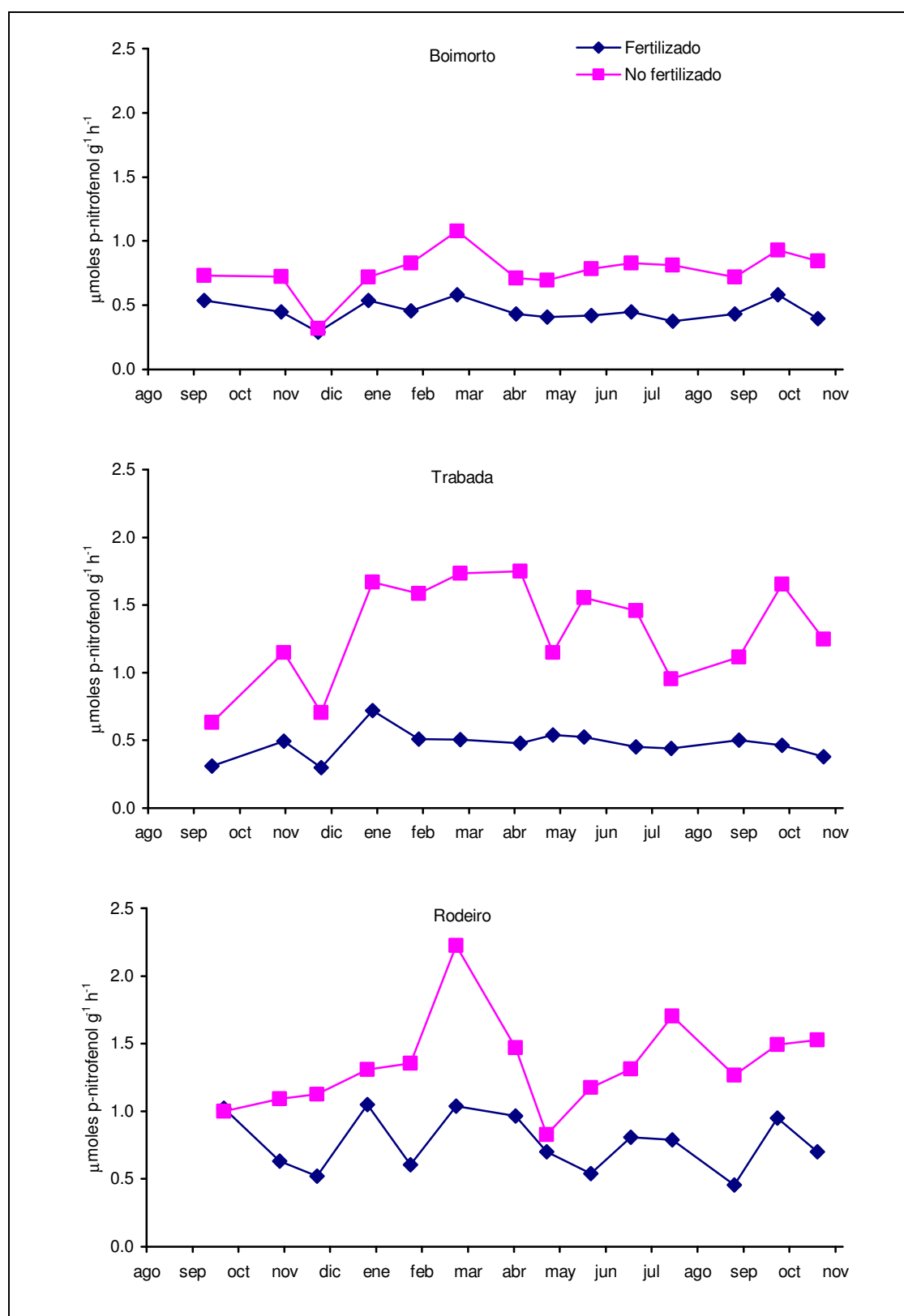


Figura 85. Evolución de la actividad fosfodiesterasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

El valor medio de la actividad fosfodiesterasa para el prado fertilizado es de 0.45 ± 0.08 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que para el prado sin fertilizar es de 0.77 ± 0.17 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$. En el caso del prado fertilizado el valor máximo es de 0.58 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (octubre de 2004) y el valor mínimo es 0.29 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (diciembre de 2003) lo que es un 50 % del valor anterior. Para el prado sin fertilizar el valor máximo de actividad se produce en el mes de marzo de 2004 y es de 1.08 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el mínimo es de 0.32 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (diciembre de 2003), lo que es un 30 % del valor máximo.

Trabada

La actividad fosfodiesterasa (Figura 85) presenta un valor medio de 0.47 ± 0.10 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 1.31 ± 0.38 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para la parcela sin fertilizar. Esta enzima alcanza su valor máximo de actividad en el mes de enero de 2004 en el caso del prado fertilizado (0.72 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el valor mínimo es de 0.30 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, alcanzado en diciembre de 2003, lo que representa un 42 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de actividad también se alcanza en el mes abril y es de 1.75 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$; mientras que el valor mínimo se obtiene en el mes de septiembre de 2003 y es de 0.63 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que es un 36 % del valor máximo.

Rodeiro

La fosfodiesterasa (Figura 85) presenta un valor medio de actividad a lo largo del periodo de estudio de 0.77 ± 0.21 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 1.35 ± 0.34 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de fosfodiesterasa en el prado fertilizado se produce en el mes de enero y es de 1.05 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo es de 0.52 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y se registra en el mes de diciembre de 2003; este valor es un 43 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de actividad se produce en el mes de marzo (2.23 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el valor mínimo se registra en el mes de mayo de 2004 (0.83 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), lo que es un 37 % del valor anterior.

3.4.15. Actividad fosfomonoesterasa

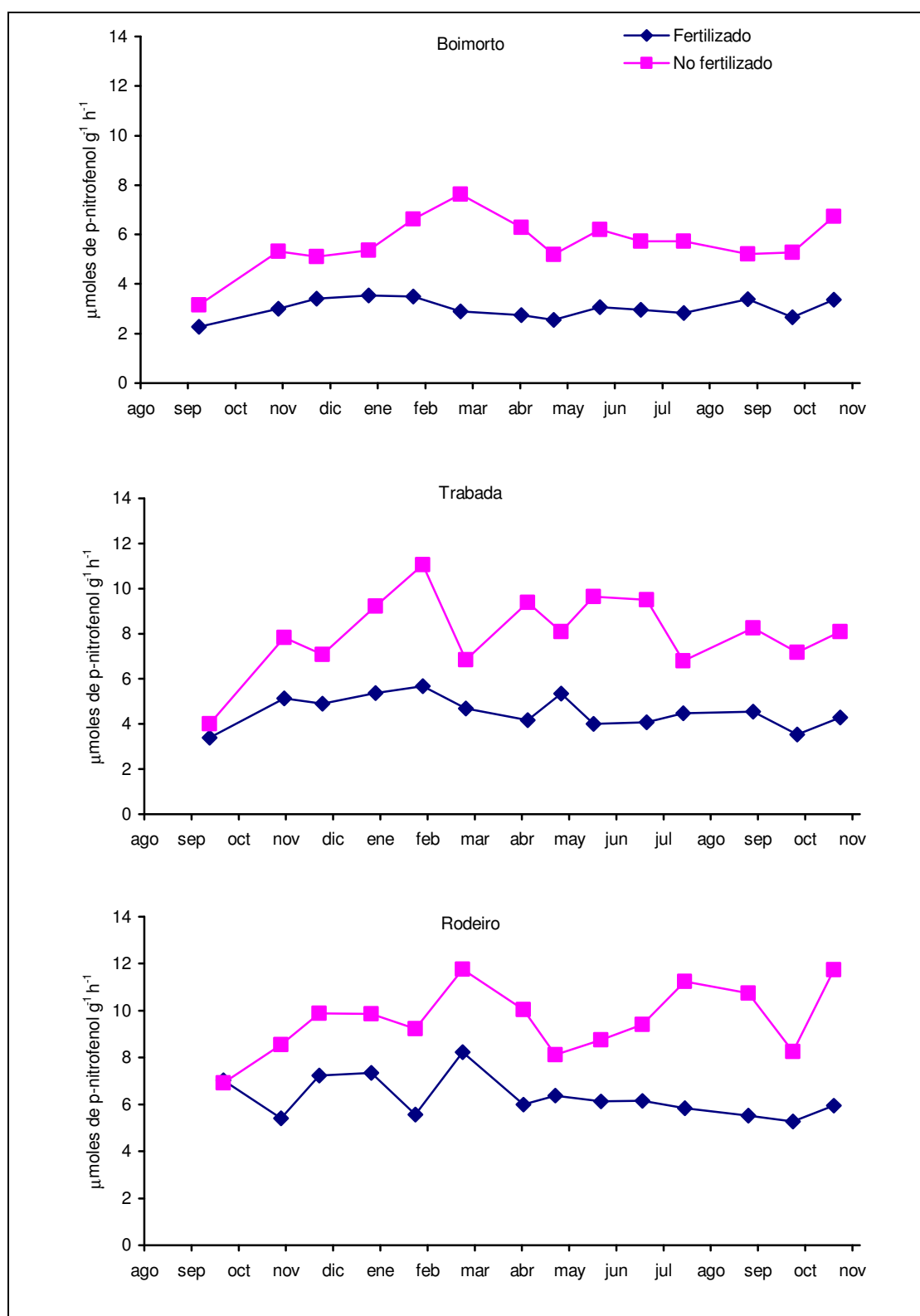


Figura 86. Evolución de la actividad fosfomonoesterasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

La actividad fosfomonoesterasa presenta un valor medio de 3.01 ± 0.38 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el caso del suelo fertilizado (Figura 7) y de 5.68 ± 1.04 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el suelo no fertilizado. El valor máximo es de 3.53 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el caso del suelo fertilizado (mes de septiembre de 2003) y mínimo de 2.26 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de enero de 2004), lo que significa que el valor mínimo de actividad es un 64 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo es de 7.64 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de marzo de 2004), mientras que el valor mínimo (3.15 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) se alcanza en el mes de septiembre de 2003 y es un 41 % del valor máximo.

Trabada

La actividad fosfomonoesterasa (Figura 86) presenta un valor medio de 4.54 ± 0.69 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el caso de la parcela fertilizada y de 8.07 ± 1.71 para el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de actividad fosfomonoesterasa en el prado fertilizado se produce en el mes de febrero y es de 5.67 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo es en el mes de septiembre de 2003, 3.39 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, un 60 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo se registra también en el mes de febrero (11.05 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el valor mínimo es de 4.01 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y se alcanza en el mes de septiembre de 2003. El valor mínimo de actividad representa un 36 % del valor máximo en el prado sin fertilizar.

Rodeiro

La actividad enzimática media de la fosfomonoesterasa (Figura 86) es de 9.61 ± 1.43 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el suelo sin fertilizar y de 6.29 ± 0.87 para el suelo fertilizado. El valor máximo de actividad para el prado fertilizado se registró en el mes de marzo de 2004 (8.23 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$), mientras que el valor mínimo fue de 5.26 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de octubre de 2004), lo que es un 64 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el valor mínimo se midió en el mes de septiembre de 2003 y fue de 6.93 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor máximo se registró en el mes de marzo y fue de 11.76 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que constituye un 59 % del valor máximo.

3.4.16. Actividad arilsulfatasa

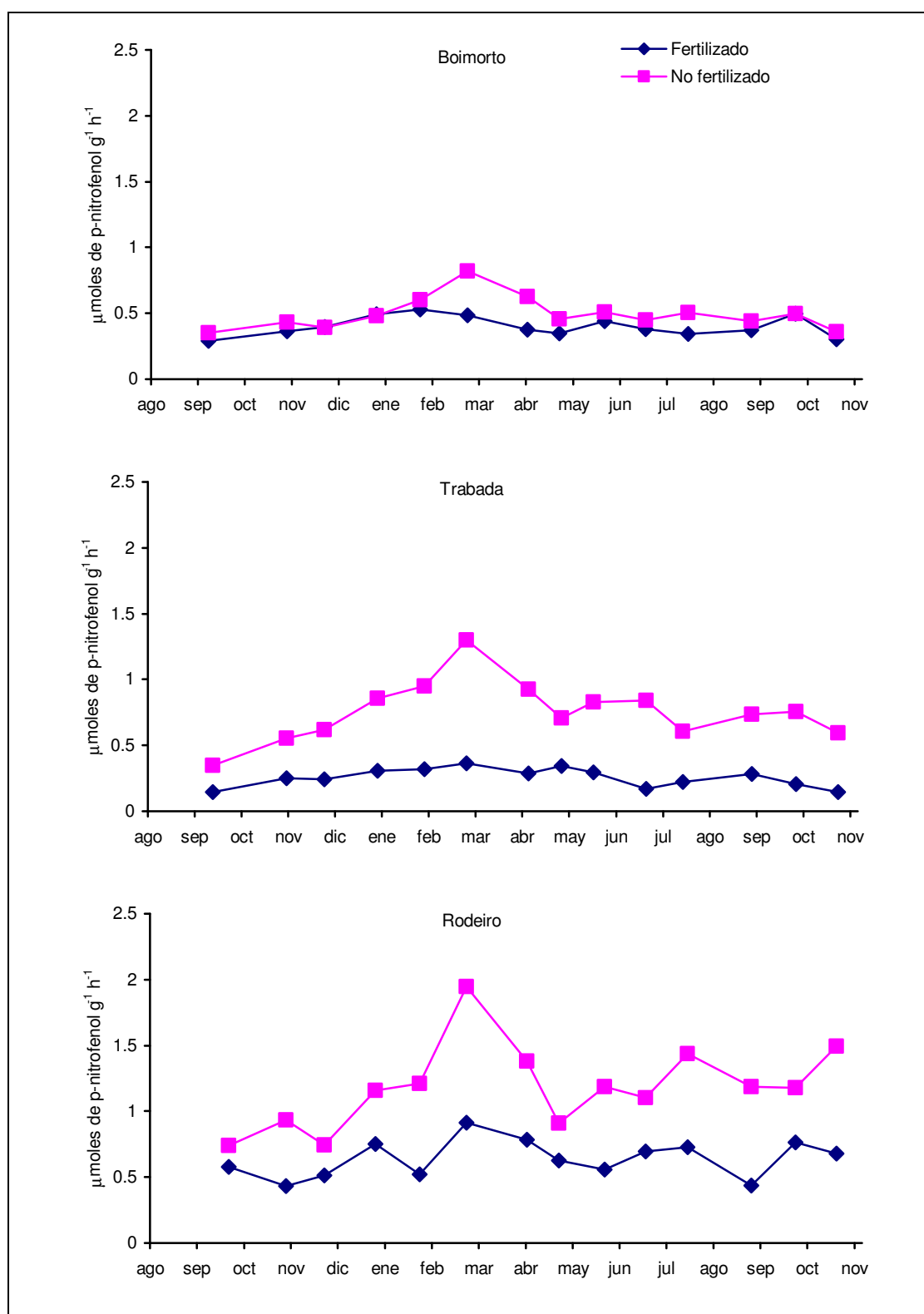


Figura 87. Evolución de la actividad arilsulfatasa de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados (por orden descendente) de Boimorto, Trabada y Rodeiro. La línea de rombos representa el prado fertilizado y la de cuadrados el no fertilizado.

Boimorto

La actividad arilsulfatasa presenta un valor medio de actividad de 0.40 ± 0.08 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el prado fertilizado y de 0.49 ± 0.12 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado sin fertilizar. El valor máximo de actividad en el caso del prado fertilizado es de 0.53 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (febrero), mientras que el valor mínimo es de 0.29 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (septiembre de 2003) y representa un 55 % del valor anterior. En el caso del prado sin fertilizar el máximo de actividad es de 0.82 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (marzo), mientras que el valor mínimo es de 0.35 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (también en septiembre de 2003) que es un 43 % del valor alcanzado en el mes en el que se produce el máximo de actividad.

Trabada

La actividad arilsulfatasa (Figura 87) presenta un valor medio de actividad de 0.26 ± 0.07 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y del triple, 0.76 ± 0.23 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de actividad para el prado fertilizado se obtiene en el mes de marzo de 2004 y es de 0.36 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo es de 0.14 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (mes de noviembre de 2004), lo que es un 40 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar el valor máximo de actividad se obtiene también en el mes de marzo de 2004 y es de 1.30 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el mínimo es de 0.35 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (septiembre de 2003) lo que representa un 27 % del valor máximo.

Rodeiro

La arilsulfatasa (Figura 87) presenta un valor medio de 0.64 ± 0.14 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ en el caso del prado fertilizado y de 1.19 ± 0.32 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ para el no fertilizado. El valor máximo de actividad del prado fertilizado se registra en el mes de marzo y es de 0.91 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, mientras que el valor mínimo se mide en el mes de noviembre de 2003 y es de 0.43 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$, lo que constituye un 47 % del valor máximo. En el caso del prado sin fertilizar, el valor máximo es de 1.95 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ y se mide en el mes de marzo de 2004, mientras que el valor mínimo que es de 0.74 $\mu\text{moles de PNF g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ se registra en el mes de septiembre de 2003. Este último valor es un 38 % del valor máximo.

DISCUSIÓN

4. Discusión

En la discusión de los resultados se van a emplear no sólo los valores absolutos de las propiedades bioquímicas, sino también valores relativos al contenido en carbono y en carbono asociado a la biomasa. Según algunos autores (McGill et al., 1988; Gregorich et al., 1994) esto permite una discusión más útil de los datos ya que de esta forma se consigue una expresión que indica la actividad específica de cada propiedad desde un mismo punto de equivalencia para los distintos suelos.

4.1. INFLUENCIA DEL MANEJO SOBRE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS DE PRADO GALLEGOS

4.1.1. Propiedades generales

En este estudio no se han encontrado diferencias de pH entre los suelos de prado de mayor y de menor intensidad de manejo (Tabla 47), al igual que sucede en otros trabajos (Bardgett y McAlister, 1999). La ausencia de diferencias entre los valores de los grupos de prados estudiados puede ser llamativa, ya que los fertilizantes nitrogenados tienen un efecto acidificante en el suelo, debido a la producción microbiana de ácido nítrico (Christie y Beattie, 1989), de manera que, en los suelos fertilizados, existe la tendencia de que el pH disminuya con el paso del tiempo. Este incremento en la acidez del suelo puede conducir a una severa disminución de la productividad del prado debido a un aumento de los niveles de Al y Mn solubles e intercambiables (Haynes y Williams, 1993). Sin embargo, esta situación no se está dando en los prados gallegos de elevada intensidad de manejo, probablemente debido a los efectos del encalado empleado para corregir la acidez, práctica habitual de los suelos de elevada intensidad de manejo. Cabe destacar la importancia de que los dos grupos de suelos analizados tengan un pH muy similar, ya que las diferencias de pH en los grupos de suelos podrían crear o camuflar diferencias en las actividades enzimáticas de los dos tipos de manejo considerados, debido a la gran influencia de éste en la ionización y solubilidad de sustratos y co-factores (Tabatabai, 1994).

Tabla 47. Valores medios de las propiedades físicas y químicas de los suelos de prado gallegos con distinta intensidad de manejo analizados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

<i>Propiedad</i>	<i>Prados de baja int. de manejo</i>	<i>Prados de elevada int. de manejo</i>
<i>pH (H₂O)</i>	5.29±0.50 a	5.33±0.40 a
<i>pH (KCl)</i>	4.16±0.52 a	4.13±0.40 a
<i>Carbono (%)</i>	5.70±2.86 a	4.39±2.00 b^*
<i>Nitrógeno (%)</i>	0.449±0.227 a	0.337±0.142 b^*
<i>C/N</i>	13±2 a	13±2 a
<i>P asimilable (mg kg⁻¹)</i>	18.84±7.32 a	58.02±10.39 b^{***}
<i>Al₂O₃ (%)</i>	0.67±0.52 a	0.56±0.46 a
<i>Fe₂O₃ (%)</i>	0.72±0.52 a	0.51±0.25 b^*
<i>Arena (%)</i>	49±17 a	54±13 a
<i>Limo (%)</i>	30±12 a	27±10 a
<i>Arcilla (%)</i>	21±7 a	19±5 a

En este estudio se ha encontrado que los prados de elevada intensidad de manejo presentan una menor cantidad de materia orgánica que los prados de elevada intensidad de manejo. Esto es un hecho que ha sucedido frecuentemente en otros estudios (Haynes y Beare, 2004; Tate et al., 1987 entre otros), aunque las explicaciones que se han dado difieren según los autores consultados.

En principio, la materia orgánica presente en un prado de alta intensidad de manejo es el resultado del balance entre la entrada en el suelo de aportes de materia orgánica debido al empleo de fertilizantes orgánicos (Haynes y Williams, 1993) y la mineralización de materia orgánica debido al empleo del arado (Haynes, 1999a). Como se sabe, el empleo del arado incrementa la aireación y rompe agregados en el suelo, exponiendo materia orgánica que estaba previamente protegida por la estructura de agregados a un ataque microbiano (Haynes y Beare, 1996) y, por lo tanto, disminuyendo el contenido de materia orgánica en el caso de los suelos de prado resemebrados. En este sentido, cabe destacar que en prados de baja intensidad de manejo puede encontrarse hasta un 50 % del carbono físicamente protegido de la degradación biológica (Van Veen y Paul, 1981) y que el empleo del arado, habitual en prados de elevada intensidad de manejo, que se resiembran anualmente o bianualmente, reduce la cantidad de carbono protegido a tan sólo un 20 % (Van Veen y Paul, 1981). Haynes y Beare (2004) en un estudio en praderas sudafricanas llegaron a la conclusión de que dominaba el efecto del arado sobre el mayor aporte de materia orgánica que conlleva la

adición de una mayor cantidad de fertilizantes orgánicos. Además, es un hecho bien conocido que la rotura del suelo ocasiona una disminución del grado de agregación (Burket y Dick, 1998; Gupta y Germida, 1988), lo que implica una pérdida de materia orgánica y una menor variedad de microhábitats. Debido a esto, las praderas en las que se realiza un resembrado anual o bianual, es decir, aquéllas de elevada intensidad de manejo, deberían presentar una menor cantidad de materia orgánica que las praderas permanentes, debido al efecto del arado.

En otros trabajos (Tate et al., 1997), los autores achacan las diferencias en el contenido en materia orgánica de los prados de elevada y baja intensidad de manejo a diferencias en el sistema radicular de la flora pratense. Tate et al. (1987) concluyen que la adición de enmiendas no causa un incremento de la materia orgánica en los suelos de prado. Estos autores demuestran que el sistema radicular de la flora es más determinante sobre el almacenamiento de carbono por parte del suelo que las adiciones artificiales de materia orgánica. De acuerdo con Metherell (2003), el carbono presente en la flora pratense es menor en los suelos manejados de manera intensiva, de manera que, en éstos se produce un menor *input* de detritus y raíces al suelo, que podría explicar el menor contenido en materia orgánica (Gathumbi et al., 2005) observada en los prados manejados de forma intensiva.

McCarty y Meisinger (1997) llegan aún más lejos, afirmando que en suelos excesivamente fertilizados se puede producir una disminución de materia orgánica, pero que no se trataría exclusivamente de un efecto de la vegetación o del empleo del arado, como apuntaban otros autores, sino que se debería a un proceso de oxidación de la materia orgánica más rápido en los suelos más fertilizados. Esta justificación también ha sido empleada por Sarathchandra et al. (2001) para explicar el mismo efecto de disminución de contenido en materia orgánica encontrado en prados de elevada intensidad de manejo.

Otro factor que se ha empleado para justificar las diferencias en los contenidos de materia orgánica entre suelos de prado con diferente manejo es el pastoreo, ya que, como es bien sabido, esta acción del ganado ayuda a la incorporación de restos vegetales al suelo, debido al pisoteo (Gathumbi et al., 2005), contribuyendo a aumentar la materia orgánica del suelo. Sin embargo, tanto Cao et al. (2004) como Banerjee et al. (2000) o Ghani et al. (2003) encuentran que generalmente una elevada carga ganadera provoca una disminución de la materia orgánica. Debido a ello, lo más adecuado para

mantener niveles de materia orgánica elevados en los suelos de prado, cuyo manejo incluye el pastoreo, es emplear sistemas de manejo con cargas de ganado moderadas. Respecto al efecto del pastoreo en el caso estudiado en este trabajo, debe indicarse que en algunos de los suelos de elevada intensidad de manejo estudiados no se produce pastoreo sino que se usa un manejo de siega, por lo que la acción del ganado de incorporar residuos vegetales al suelo se encuentra ausente. Quizás esta ausencia de pastoreo haya causado la pérdida de materia orgánica en algunos de los prados de elevada intensidad de manejo estudiados en este trabajo.

Por otra parte, Ganjegunte et al. (2005) resumen los factores que ocasionan la disminución de carbono y nitrógeno orgánicos en suelos de prado de elevada intensidad de manejo, citando alguna causa adicional. Estos autores indican que en prados de elevada intensidad de manejo no se dan los siguientes factores que preservarían la materia orgánica en los prados de baja intensidad de manejo y que serían (aunque los factores c, d, e y f sólo se encuentran ausentes en prados de manejo intensivo con ausencia de pastoreo):

- a) Una estimulación del crecimiento de la vegetación.
- b) Una mejor incorporación de residuos vegetales al suelo.
- c) Mayor velocidad de descomposición de la lignina presente en los residuos vegetales, velocidad que se ve estimulada debido a una parcial descomposición de la planta por el ganado.
- d) Un material defecado más susceptible a la descomposición.
- e) La rotura física de los residuos vegetales debido al pisoteo del ganado.
- f) Un mayor contacto de los residuos vegetales con el suelo debido al enterramiento por acción de las pezuñas.

En resumen, existe consenso en que un uso intensivo de los prados genera una pérdida del carbono orgánico (Tate et al., 1991; Franzluebbers et al., 2000; Nsabimana et al., 2004), aunque son varios los factores que pueden haber afectado a la menor cantidad de carbono orgánico en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo

(cambios en la vegetación, efecto del arado, ausencia de pastoreo en determinados prados de elevada intensidad que se usan sólo para siega, etc.).

En cuanto al contenido en nitrógeno, cabe indicar que, en este estudio, también ha sido significativamente menor en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo. El hecho de que tanto el carbono como el nitrógeno presenten valores significativamente menores en los prados de elevada intensidad de manejo indica, lógicamente, que este tipo de manejo es perjudicial para el almacenamiento de materia orgánica, al igual que afirman Franzluebbers et al. (2000). Según Steele y Vallis (1987) un manejo intensivo se muestra siempre perjudicial para el contenido en nitrógeno en suelos de prado, ya que se reduce la entrada de éste en el suelo, debido a una peor incorporación de los residuos vegetales al mismo, aunque se puede generalizar afirmando que los factores que explican la disminución del carbono orgánico en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo son los mismos que ocasionan la disminución del nitrógeno en este tipo de prados.

Es muy importante el hecho de que un manejo excesivamente intensivo del prado pueda causar una disminución en la cantidad de materia orgánica, ya que de acuerdo con Paustian et al. (1997) ésta puede tardar décadas en recuperarse. En efecto, el problema de la degradación de los suelos de prado por pérdida de materia orgánica ha ocurrido en otras regiones del mundo. A modo de ejemplo, Sparling y Schipper (2004) en un amplio estudio sobre calidad del suelo en el que se muestrearon casi 300 prados neozelandeses, concluyeron que el 36 % de ellos no tenían un contenido de materia orgánica adecuado. Esta situación de degradación es probable, en vista de los datos de este trabajo, que esté ocurriendo en múltiples prados gallegos y puede ser interpretada como una pérdida de calidad, ya que la materia orgánica no sólo es fuente de energía y nutrientes para los microorganismos del suelo, que a su vez juegan un papel muy importante en el ciclo biogeoquímico del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre (Lal y Stewart, 1992), sino que a la vez afecta a la estabilización de los agregados del suelo, a la infiltración y a la circulación del agua, además de influir en la capacidad de retención de esta última (Jenkinson, 1988).

En el caso de la relación C/N, no se encontraron diferencias entre ambos tipos de prados en este trabajo. El resultado obtenido para el caso de los prados gallegos coincide con lo apuntado por Hassink (1994), Sparling y Schipper (2004) y Ganjegunte et al. (2005) que indican que suelos de prado con muy diferentes historiales de

fertilización y pastoreo presentan similares valores de relación C/N, lo que estos autores justifican argumentando que el manejo causa alteraciones proporcionales en la cantidad de nitrógeno y de carbono presente en los suelos de prado. Sin embargo, no existe consenso en cuanto al efecto del manejo en la relación C/N de los suelos de prado; así, Franzluebber et al. (2000) indican que los prados de elevada intensidad de manejo presentan mayor relación C/N, mientras que Gathumbi et al. (2005) encuentran el efecto contrario.

Con respecto al contenido en óxidos de aluminio e hierro, cabe destacar que en este estudio no se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre los contenidos en óxidos de aluminio de los dos grupos de prados, pero sí de los contenidos en óxidos de hierro, que son significativamente menores en el caso de los prados manejados de manera intensiva.

En cuanto al efecto del manejo en la textura del suelo, cabe indicar que no se han encontrado diferencias estadísticamente significativas entre las fracciones granulométricas de suelos de prado con distinta intensidad de manejo. El hecho de que los grupos de suelos considerados tengan similares proporciones de arena, limo y arcilla indica que ambos grupos presentan homogeneidad en cuanto a la textura, lo que es un hecho importante para facilitar la comparación de las propiedades bioquímicas entre los dos grupos de suelos, ya que la textura puede alterar las propiedades bioquímicas del suelo (Hassink, 1994).

En este trabajo, el contenido de fósforo asimilable ha resultado ser significativamente mayor en el caso de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo que en los de baja intensidad de manejo, lo que es lógico, ya que es un hecho bien conocido (Haynes y Williams, 1993; Ghani et al., 2003; Nsabimana et al., 2004; Sparling y Schipper, 2004) que las enmiendas fosfatadas que se aplican al primer tipo de prados originan mayores niveles de fósforo asimilable. Estas enmiendas con fertilizantes fosfatados (superfosfatos) se realizan en este tipo de suelos con objeto de estimular el crecimiento de las hierbas sembradas, especialmente en las etapas de implantación de una pradera (Mosquera et al., 1999).

Resumiendo, en lo que respecta a las propiedades generales de los suelos de prado gallegos, el manejo intensivo de los suelos de prado se ha traducido en descensos

del contenido en materia orgánica que, por término medio, fueron del 23 %, y en un aumento del fósforo asimilable, que sufrió por término medio un incremento del 208 %.

4.1.2. Parámetros bioquímicos generales

Como se puede observar en la Tabla 48, los suelos de prado manejados intensivamente presentan valores medios significativamente menores de C-biomasa, respiración basal y actividad deshidrogenasa con respecto a los prados permanentes. Cabe destacar que la actividad deshidrogenasa y, especialmente el C-biomasa, han sido las propiedades bioquímicas que han presentado una mayor diferencia entre los dos grupos de suelos analizados. Por otra parte, los valores de carbono lábil y actividad catalasa no difieren estadísticamente entre ambos grupos de prados, aunque existe una tendencia a que sean menores para el caso de los prados manejados de forma más intensiva.

Tabla 48. Valores medios de los parámetros bioquímicas generales de los suelos de prado gallegos con distinta intensidad de manejo analizados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

Propiedad	Prados de baja int. de manejo	Prados de elevada int. de manejo
Carbono lábil ¹	279±112a	259±107a
C-biomasa ¹	688±462a	375±169b ***
Respiración ²	432±227a	328±142b *
k_1	16·10 ⁻⁴ ±6·10 ⁻⁴ a	17·10 ⁻⁴ ±7·10 ⁻⁴ a
k_2	11·10 ⁻⁴ ±5·10 ⁻⁴ a	11·10 ⁻⁴ ±5·10 ⁻⁴ a
qCO_2 ³	3.09±1.34a	3.94±1.82b *
Catalasa ⁴	1.72±0.84a	1.42±0.45a
Deshidrogenasa ⁵	0.80±0.43a	0.56±0.23b **

¹ mg kg⁻¹ suelo, ² mg de C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de C-biomasa⁻¹, ⁴ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹, ⁵ µmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹.

En este estudio no se encuentra un efecto estadísticamente significativo del manejo sobre el carbono lábil, al contrario que lo indicado por Milne y Haynes (2004), quienes encuentran un menor valor en prados manejados de manera intensiva o por Ghani et al. (2003) quienes encuentran el mismo efecto (aunque en este último caso empleando agua caliente como extractante). Estos últimos autores recomiendan el empleo de este parámetro como índice de calidad en los suelos de prado, tanto por su

capacidad para distinguir las prácticas de fertilización en este tipo de suelos, como por su elevada correlación con otros parámetros comúnmente empleados para evaluar la calidad del suelo. A la vista de los datos obtenidos en este trabajo, aparentemente no es posible emplear el carbono lábil como un indicador de calidad del suelo.

Es interesante destacar la importante reducción que ha sufrido la biomasa microbiana en los prados de elevada intensidad de manejo con respecto a los prados permanentes estudiados en este trabajo, ya que ésta tiene un papel esencial en la dinámica de la transformación de los nutrientes del suelo. Es un hecho bien establecido que los prados de elevada intensidad de manejo presentan un menor nivel de biomasa microbiana que aquéllos sometidos a una baja intensidad de manejo, lo que se ha puesto de manifiesto en suelos de prado de áreas muy diversas por Tate et al. (1991), Lovell et al. (1995), Bardgett et al. (1999), Schipper y Sparling (2000), Sarathchandra et al. (2001), Grayston et al. (2001), Milne y Haynes (2004) y Cao et al. (2004), entre otros. Esto se explica por varios factores que serían, principalmente, de acuerdo con Haynes y Tregurtha (1999), la diferente cubierta vegetal de los suelos y la disminución de la materia orgánica debido al empleo del arado en los prados manejados más intensivamente.

En cuanto al efecto de la cubierta vegetal en la biomasa microbiana del suelo cabe destacar que la menor diversidad botánica que presentan los prados manejados de manera intensiva con respecto a los prados permanentes (Rodwell, 1992), pérdida de diversidad que se ha puesto de manifiesto en el caso de los prados gallegos por Fraga et al. (2002) provoca que los prados manejados de forma intensiva tengan un menor nivel de biomasa microbiana. Esto se explica porque la pérdida de especies conlleva una menor calidad de los aportes vegetales al suelo (Timan et al., 1996; Spehn et al., 2000), además de eliminar ciertas interacciones sinérgicas entre los residuos vegetales y las raíces de diferentes especies vegetales que benefician al tamaño de la biomasa microbiana (Wardle y Nicholson, 1996; Bardgett y Shine, 1999). Por otra parte, se ha comprobado que los aportes de exudados radiculares de especies pratenses muy abundantes en los prados permanentes gallegos como el *Holcus lanatus* (Fraga et al., 2002), pueden contribuir a incrementar en gran medida la biomasa microbiana de los suelos (Innes et al., 2004). Otro factor que influye en la vegetación de los prados es la fertilización con purines, ya que ésta origina una disminución de las raíces de las hierbas (Ennik et al., 1980). Además, mientras que las plantas situadas en suelos de baja

fertilidad desarrollan un sistema radicular más amplio para poder tomar nutrientes desde la rizosfera con una mayor efectividad (Stewart y Metherell, 1999), en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo no se produce este hecho, ya que la disponibilidad de nutrientes es mayor. Estos dos factores originan un mayor volumen radicular en los prados de baja intensidad de manejo, que va a hacer que en éstos exista un suministro de restos de descomposición vegetal de mayor calidad (Mawdsley y Bardgett, 1997; Yeates et al., 1997b), lo que repercute positivamente en la comunidad microbiana (Lovell et al., 1995). Otro factor que explica la menor biomasa microbiana de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo es que en los suelos menos disturbados se establecen redes de hifas de hongos que contribuyen a aumentar dicha biomasa (Holland y Coleman, 1987). La reducción de la biomasa microbiana en prados de elevada intensidad de manejo también se ha atribuido en otros estudios (Christie y Beattie, 1989; Lovell et al., 1995) al efecto acidificante de los fertilizantes nitrogenados (producción microbiana de ácido nítrico) en el suelo, aunque en este estudio, como en otros (Bardgett y McAlister, 1999), no se han encontrado diferencias de pH entre prados de mayor o menor intensidad de manejo, probablemente debido al efecto del encalado para corregir la acidez de los suelos.

Los resultados obtenidos en este estudio también demuestran que el manejo de los prados afecta a la respiración basal, de modo que ésta es menor en los prados manejados de forma intensiva. La respiración basal es un parámetro que indica la descomposición de la materia orgánica (Anderson, 1982), por lo que la disminución de ésta en el grupo de suelos que presentan un menor contenido de materia orgánica resultaría lógica, siempre que los sustratos de los grupos estudiados poseyesen similar labilidad. Si se expresa la respiración con respecto al contenido en carbono lábil, se obtiene que los prados de baja intensidad de manejo presentan un valor promedio de 1.55 ± 0.55 g de C-CO₂ desprendidos en 10 días g de carbono lábil⁻¹, mientras que el valor promedio de los prados de elevada intensidad de manejo es de 1.29 ± 0.46 g de C-CO₂ desprendidos en 10 días g de carbono lábil⁻¹ (estadísticamente diferente del valor anterior, para $p > 95$ %). El hecho de que el valor de la relación respiración/carbono lábil sea superior a 1 indica que parte del carbono que se mineraliza durante los 10 días de incubación pertenece a una fracción rápidamente mineralizable no extraíble con K₂SO₄. Además, la diferencia de valor medio entre ambos grupos de suelos revela que en los prados manejados de manera intensiva existe una menor proporción de carbono

mineralizado que proviene de la fracción lábil con respecto a la de los prados de baja intensidad de manejo, lo que implica que la materia orgánica de los primeros es menos accesible para su mineralización por parte de los microorganismos del suelo. Esta diferencia en la calidad del sustrato podría dar lugar a diferentes valores de respiración en los dos grupos de suelos estudiados. Similarmente, Haynes (1999) encuentra que los prados que han sido recientemente implantados tienen menor respiración que aquéllos seminaturales (caso este último de los suelos de prado de baja intensidad de manejo en Galicia). Este mismo autor también obtiene que los prados en los que se ha efectuado una resiembra reciente presentan una menor respiración. Por otra parte, Lovell et al. (1995) investigan el efecto del manejo de prados (fertilización y drenado) sobre la respiración, encontrando que en general los suelos con mayor nivel de fertilización presentan un menor valor de respiración. El mismo efecto del manejo sobre la respiración en suelos de prado encontrado en este estudio también fue hallado por De Jong et al. (1974), Schipper y Sparling (2000) y por Milne y Haynes (2004), así como por Cao et al. (2004), lo que ha sido atribuido a la menor población de microorganismos descomponedores que presentan los prados de elevada intensidad de manejo. Similarmente, Dinwoodie y Juma (1988) también indican que los suelos más productivos presentan una menor respiración, aunque debe tenerse en cuenta que una ausencia total de pastoreo en el prado disminuye la respiración (Frank et al., 2002). Sin embargo, algunos autores indican que los suelos de prado de elevada intensidad de manejo y de baja intensidad de manejo presentan niveles similares de respiración (Lecain et al., 2000), aunque en este último caso las diferencias de manejo entre parcelas son menores que las que se producen en otros trabajos anteriormente señalados. En todo caso, las diferencias en los valores de respiración de los dos grupos de suelos estudiados no serían imputables a diferencias en la composición de la vegetación en los prados, ya que ésta última no parece afectar a la respiración (Spehn et al., 2000).

En cuanto a las constantes cinéticas de respiración (k_1 y k_2), cabe destacar que no existen diferencias significativas en los valores que éstas presentan en función del manejo, lo que parece indicar que los *pools* de carbono lábil y recalcitrante (denominando carbono lábil al carbono que se mineraliza hasta el cuarto día de incubación y recalcitrante al carbono mineralizado en un periodo de 4 a 10 días desde el inicio del experimento de incubación) tendrían una importancia similar para la respiración en ambos grupos de suelos.

Por otra parte, el mayor valor de $q\text{CO}_2$ obtenido en este estudio en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo, coincide con lo encontrado por Lovell et al. (1995) o con Islam y Weil (2000) y Liebig y Doran (1999). Estos autores apuntan que el incremento de este parámetro originado por un manejo intensivo del suelo indica un mayor estrés en la comunidad microbiana. De todos modos, los valores de $q\text{CO}_2$ son difíciles de interpretar; como ejemplo de esta dificultad se puede indicar que se ha encontrado que los suelos contaminados pueden tener valores similares de $q\text{CO}_2$ a los de suelos de elevada productividad (Sparling, 1997). Además, un valor bajo de $q\text{CO}_2$ también podría indicar que la microbiota es poco activa debido a deficiencias de aporte de sustrato (Anderson, 1994) o debido a la protección física de éste en los agregados (van Veen et al., 1985). El elevado valor de coeficiente metabólico en prados que sufren un manejo más intenso implica que la biomasa microbiana está operando de forma ineficiente, ya que desvía una alta proporción de energía para mantener otras exigencias y no para la biosíntesis (Anderson y Domsch, 1978; 1993). Esto apoyaría la hipótesis de que disminuir la diversidad de la cubierta vegetal del suelo en los prados de la zona templada disminuye la eficiencia de los procesos biológicos del suelo (Bardgett y Shine, 1999), como la descomposición y el *turnover* de nutrientes (Bardgett y Cook, 1998). Sin embargo, también debe tenerse en cuenta que las bacterias tienen mucha menos biomasa pero presentan una mayor respiración que los hongos (Anderson y Domsch, 1975), por lo que las diferencias en el $q\text{CO}_2$ entre ambos tipos de prado podrían deberse únicamente a la mayor proporción de bacterias con respecto a los hongos en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo. De hecho, se sabe que la intensificación del manejo en los suelos de prado lleva a un predominio de la comunidad bacteriana sobre la fúngica (Lovell et al., 1995; Yeates et al., 1997a). Otros autores (Haynes, 1999b) atribuyen el aumento del $q\text{CO}_2$ en los prados de elevada intensidad de manejo al efecto del arado, ya que éste origina una alteración en el suelo que supone un incremento en la cantidad de sustratos mineralizables (Wardle y Ghani, 1995). Por otro lado, según Anderson y Domsch (1990) e Insam y Domsch (1988), entre suelos que poseen el mismo uso, aquellos que llevan más tiempo bajo ese uso presentarían un menor $q\text{CO}_2$, lo que está de acuerdo con lo encontrado en este estudio. Además, debe tenerse en cuenta que el $q\text{CO}_2$ disminuye no sólo a medida que el ecosistema madura, sino que también lo hace cuando se incrementa la diversidad de la cubierta vegetal del suelo, ya que el incremento de competencia resultante favorece un uso más eficiente del sustrato (Anderson, 1994).

Las razones de la disparidad de valores de $q\text{CO}_2$ en prados con distintos historiales de manejo habría que buscarlas no sólo en la calidad de los residuos que llegan al suelo, si no en que, de acuerdo con la teoría sobre la bioenergética del desarrollo del ecosistema de Odum (1969), un mayor valor de esta relación podría indicar que en los prados de elevada intensidad de manejo se encuentra un elevado número de microorganismos que tienen un metabolismo poco económico, es decir, que canalizan poco carbono de un sustrato orgánico hacia el metabolismo.

En cuanto a la actividad deshidrogenasa, cabe destacar que los prados de elevada intensidad de manejo presentaron una disminución de esta propiedad con respecto a los prados de baja intensidad de manejo. Este efecto del manejo sobre la actividad deshidrogenasa también ha sido citado por Haynes (1999) y Nsabimana et al. (2004). Por el contrario, otros estudios (Lovell et al., 1995) no han encontrado un efecto consistente del manejo pratense sobre esta actividad enzimática. La disminución de la actividad deshidrogenasa en los suelos de prado gallegos manejados intensivamente indicaría, consistentemente a lo encontrado para la biomasa microbiana y la respiración basal, una menor actividad microbiana en este tipo de suelos.

Con respecto a la actividad catalasa, los datos de este estudio apuntan a que esta actividad disminuye en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo, sugiriendo que éstos presentan una menor actividad microbiana que los suelos de baja intensidad de manejo. Desafortunadamente, no existen estudios con los que comparar el efecto del manejo sobre la actividad catalasa. De todas formas, es destacable que la diferencia de actividad catalasa media entre los dos tipos de manejo estudiados no es estadísticamente significativa, lo que indicaría que este indicador es menos sensible que otros para medir cambios en la actividad de los microorganismos del suelo.

A partir de los datos anteriores se puede concluir que el manejo intensivo de los suelos presenta un efecto desfavorecedor en las comunidades microbianas del mismo, contribuyendo a aumentar el estrés metabólico y a disminuir tanto el número como la actividad de los microorganismos. Este efecto desfavorecedor puede haberse originado debido a los mismos factores que provocan una disminución de la materia orgánica del suelo en los prados de elevada intensidad de manejo, es decir, efecto del arado, uso excesivamente elevado de fertilizantes y cambios en la cubierta vegetal del suelo.

En cuanto a los valores de formas de nitrógeno inorgánico inicialmente presente en el suelo (Tabla 49), se observa que no existen diferencias estadísticamente significativas entre ambos grupos de suelos, debido a la gran dispersión de los valores alrededor de las correspondientes medias. Además, las cantidades de nitrógeno inorgánico mineralizado han resultado ser mayores en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo que en los de baja intensidad de manejo, si bien las diferencias tampoco son en este caso estadísticamente significativas, de nuevo, debido a la gran dispersión de los valores encontrados.

Tabla 49. Valores medios de los *pools* de nitrógeno inorgánico y cantidad de nitrógeno mineralizado de los suelos de prado gallegos sometidos a diferente intensidad de manejo analizados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

	Prados de baja int. de manejo	Prados de elevada int. de manejo
<i>N inicial</i>		
<i>Amoniacal (mg kg⁻¹)</i>	4.78±2.55a	6.27±7.19a
<i>Nitrato (mg kg⁻¹)</i>	4.41±3.24a	7.93±7.07a
<i>Total (mg kg⁻¹)</i>	9.19±4.35a	14.20±18.27a
<i>N mineralizado</i>		
<i>Amoniacal (mg kg⁻¹)</i>	2.04±5.07a	0.62±7.07a
<i>Nitrato (mg kg⁻¹)</i>	10.90±12.88a	16.59±17.03a
<i>Total (mg kg⁻¹)</i>	12.94±12.12a	17.21±13.03a

Chen et al. (2001) estudiando prados con diversa composición botánica y distintos niveles de intensidad de manejo encuentran que en parcelas en las que la intensidad de manejo es más elevada los contenidos en nitrógeno inorgánico son mayores que en las de baja intensidad, aunque, al igual que en este trabajo, las diferencias entre tratamientos no suelen ser estadísticamente significativas. Por otra parte, Hatch et al. (2000) también encuentran que los prados de mayor intensidad de manejo presentan mayores contenidos de nitrógeno inorgánico, además de una mayor mineralización neta de nitrógeno, resultado análogo al obtenido por Bardgett et al. (1999) o, más recientemente, por Parfitt et al. (2005).

Los suelos de prado de baja intensidad de manejo tienen tendencia a presentar la mayoría del nitrógeno inorgánico como amonio, mientras que en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo el nitrógeno inorgánico se encuentra fundamentalmente en forma de nitrato. Esta diferencia está de acuerdo con lo indicado por Stienstra et al.

(1994), quienes señalan que en prados naturales y, en general en ecosistemas nativos, existe una tendencia a que la nitrificación se reprima. La tendencia que presentan los prados naturales o seminaturales a que la nitrificación se reprima (Jarvis et al., 1996) es debido a que en este tipo de sistemas agrícolas los nitrificadores autótrofos no compiten adecuadamente por el amonio con los organismos heterótrofos (Steele et al., 1980) y con las plantas (Monaghan y Barraclough, 1992; Barraclough y Smith, 1987), en unas ocasiones debido al bajo *input* de amonio (Barraclough y Smith, 1987) y, en otras, debido a que la actividad de los microorganismos nitrificantes se ve limitada por el bajo nivel de nutrientes como el fósforo (Hue y Adams, 1984). Debe tenerse también en cuenta que la nitrificación tiende a disminuir al aumentar la edad del prado (Neill et al., 1995), lo que puede indicar una disminución en la velocidad del ciclo del nitrógeno al aumentar la edad del prado (Neill et al., 1995). Comparando los datos de suelos gallegos con los de otros trabajos (Gill et al., 1995), se observa que en los primeros se produce una menor nitrificación que en otros suelos, lo que puede deberse a diferencias en la textura, pH o estructura del suelo (Jarvis et al., 1996).

En cuanto a los valores de mineralización de nitrógeno, cabe destacar la elevada variabilidad encontrada, lo que puede deberse a que la mineralización del nitrógeno depende más del manejo previo que del actual *input* de fertilizantes (Gill et al., 1995), aunque también debe tenerse en cuenta la heterogeneidad que existe dentro de cada grupo de suelos en cuanto a la cantidad de purín empleado. De todas formas, existe una tendencia a que estos valores de mineralización sean mayores en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo, tendencia que ha sido encontrada en otros trabajos (Tate et al., 1991).

Las diferencias de mineralización de nitrógeno encontradas en este trabajo, aunque no sean estadísticamente significativas, pueden atribuirse fundamentalmente a dos factores que son a) el efecto del arado y b) la composición botánica de los suelos. En cuanto al primero, se debe indicar que en los prados de siembra la alteración mecánica de la estructura del suelo hace que la materia orgánica, previamente protegida, se encuentre de pronto disponible para la degradación, lo que incrementa la mineralización en este tipo de prados (Balasdent et al. 1990; Patra et al., 1999). En cuanto al segundo factor, Mytton et al. (1993) indican que la presencia de leguminosas como el trébol blanco, más abundante, generalmente, en prados de elevada intensidad

de manejo (Fraga et al., 2002) puede mejorar la estructura del suelo, incrementando la aireación del mismo y contribuyendo, de este modo, a incrementar la mineralización.

Como conclusión, es importante destacar el hecho de que en los prados de baja intensidad de manejo exista una mayor cantidad de nitrógeno en forma de amonio, que es menos móvil que el nitrato (Jarvis y Barraclough, 1991), lo que evitará problemas de contaminación de las aguas, originando que los prados de baja intensidad de manejo sean más sostenibles desde el punto de vista medioambiental.

4.1.3. Parámetros bioquímicos específicos

Como se puede observar en la Tabla 50, en general, las enzimas presentan menor actividad en los prados manejados intensivamente con respecto a los prados con escaso manejo. Sólo la celulasa y la β -glucosidasa (ambos enzimas del ciclo del carbono) no han mostrado diferencias estadísticamente significativas entre prados de baja y de alta intensidad de manejo. Por el contrario, la totalidad de las enzimas del ciclo del nitrógeno (proteasa-BAA, proteasa-caseína y ureasa), del fósforo (fosfodiesterasa y fosfomonoesterasa) y del azufre (arilsulfatasa) muestran valores medios significativamente menores en los suelos de prado manejados de forma intensiva que en los prados permanentes. Las enzimas que han discriminado mejor entre ambos grupos de suelo han sido las actividades fosfodiesterasa y arilsulfatasa ($p > 99\%$).

Tabla 50. Valores medios de los parámetros bioquímicos específicos de suelos de prado gallegos. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

Propiedad	Prados de baja int. de manejo	Prados de elevada int. de manejo
Celulasa ¹	0.221±0.106a	0.205±0.085a
β -glucosidasa ²	1.74±0.81a	1.44±0.60a
Invertasa ¹	7.43±4.43a	5.44±2.58b*
Proteasa-caseína ³	1.43±0.59a	1.15±0.44b*
Proteasa-BAA ⁴	23.23±12.75a	17.20±8.12b*
Ureasa ⁴	34.96±45.52a	16.69±10.00b*
Fosfodiesterasa ²	0.82±0.36a	0.58±0.26b**
Fosfomonoesterasa ²	5.67±2.56a	4.39±1.40b*
Arilsulfatasa ²	0.59±0.42a	0.35±0.20b**

¹ μ moles de glucosa $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, ² μ moles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, ³ μ moles de tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, ⁴ μ moles NH_3 $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

Estos resultados confirman la disminución de la actividad microbiana que se produce en los prados manejados intensivamente con respecto a los prados permanentes, debido a que los factores indicados en apartados anteriores que causan una disminución de la materia orgánica y de la biomasa microbiana (cambio de cubierta vegetal, efecto del arado, etc.) también originan un menor nivel de actividad enzimática. Además, en el caso de las actividades enzimáticas se debe incluir un nuevo factor que es el uso de fertilizantes inorgánicos, ya que algunos investigadores indican que este empleo puede inhibir algunas de las actividades enzimáticas del suelo, como pueden ser la fosfatasa (Dick, 1994) o la ureasa (Dick et al., 1988). Por ello, es factible que las aplicaciones de fertilizantes inorgánicos efectuadas en los prados de elevada intensidad de manejo hayan tenido un efecto depresor sobre las actividades enzimáticas de los ciclos de nitrógeno, fósforo y azufre.

El hecho de que no se produzcan diferencias en los niveles de celulasa y β -glucosidasa entre los dos grupos de suelos considerados indica que en ambos tipos de prados existe una capacidad similar para degradar celulosa (Sarathchandra y Perrot, 1984). Sin embargo, debe tenerse en cuenta que según Bolton et al. (1985) y Dick (1994), la fertilización con purín puede aumentar los niveles de esta pareja de enzimas, particularmente la celulasa, por lo que puede ser que la aplicación de fertilizantes orgánicos en los prados de elevada intensidad de manejo haya contrarrestado la esperable disminución de actividad enzimática (debido a un menor contenido en materia orgánica) en el caso de las enzimas del ciclo del carbono con respecto al nivel de los prados permanentes. Contrariamente a lo encontrado en este estudio, Burket y Dick (1998) indican que los suelos que tienen un mayor manejo presentan menores niveles de β -glucosidasa.

Aunque el efecto del manejo de prado en muchas de las enzimas aquí analizadas no ha sido estudiado con anterioridad, cabe destacar que, similarmente a lo encontrado en este trabajo, Holt (1997) indica que la actividad proteasa-BAA disminuye en suelos de prado manejados de manera intensiva. Por otra parte, Lovell et al. (1995) investigan el efecto del manejo de prados (fertilización y drenado) sobre la actividad ureasa, sin encontrar un efecto consistente de la fertilización sobre este enzima. Sin embargo, según Hoult y McGarity (1986), los suelos de prado con una vegetación predominante de raigrás (aquellos manejados de manera intensiva) presentan mayor nivel de ureasa que los prados naturales en la capa de 0 a 5 cm. Contrariamente, Burket y Dick (1998)

indican que los suelos que tienen un manejo intensivo presentan menores niveles de ureasa, lo que atribuyen a la pérdida de materia orgánica.

En cuanto a las enzimas del ciclo del fósforo, cabe destacar que los resultados encontrados en este estudio indican que estas enzimas (fosfomonoesterasa y fosfodiesterasa) son capaces de distinguir entre diversos tipos de manejo en suelos de prado, lo que ha sido apuntado por Colvan et al. (2001) en otros suelos de prado. En este trabajo, los prados con mayor intensidad de manejo presentan menores niveles de actividad fosfomonoesterasa, concretamente los prados manejados intensivamente presentan en promedio un 77 % del valor de fosfomonoesterasa de los prados permanentes. Esta disminución de actividad fosfomonoesterasa no llega a ser tan elevada como la encontrada por Speir y Cowling (1991) para prados neozelandeses manejados de manera intensiva (que presentan valores del 50 % de actividad con respecto a prados permanentes). Estos autores lo atribuyen a que la elevada concentración de fósforo inorgánico en los suelos de prado de alta intensidad de manejo reprime la síntesis de esta enzima por parte de los microorganismos del suelo. Una elevada actividad fosfomonoesterasa generalmente indica disponibilidad limitada de fósforo inorgánico en el suelo (Uhlir et al., 2005), ya que se sabe que las plantas segregan fosfomonoesterasa ácida en cuanto emergen las raíces y que la máxima secreción ocurre en condiciones de déficit de fósforo (Yadav y Tarafdar, 2001), que es el caso de los prados de baja intensidad de manejo. Sin embargo, existe una cierta controversia sobre el efecto de las aplicaciones de fertilizantes en la actividad fosfomonoesterasa de los suelos de prado, ya que en ocasiones (Lovell et al., 1995) no se encuentra un efecto consistente de la fertilización sobre esta actividad.

En cuanto a la arisulfatasa, según Banerjee et al. (2000) y Nsabinama et al. (2004) un manejo excesivamente intensivo de los suelos de prado disminuye la actividad de este enzima, lo que coincide con lo encontrado en este trabajo.

4.1.4. Parámetros bioquímicos generales/carbono

Los suelos de prado presentan cantidades significativamente diferentes de carbono lábil por unidad de carbono, según haya sido su manejo, de manera que estos valores son más elevados en suelos de prado de elevada intensidad de manejo. Los otros parámetros bioquímicos generales (biomasa, respiración, catalasa y deshidrogenasa) no

muestran diferencias estadísticamente significativas cuando se expresan en relación al contenido en carbono del suelo.

Tabla 51. Valores medios de los parámetros bioquímicos generales divididos por el carbono de los suelos de prado gallegos analizados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

<i>Propiedad</i>	<i>Prados de baja int. de manejo</i>	<i>Prados de elevada int. de manejo</i>
<i>Carbono lábil/C¹</i>	0.53±0.14a	0.65±0.29b*
<i>Biomasa/C¹</i>	1.16±0.43a	0.95±0.45a
<i>Respiración/C¹</i>	0.79±0.29a	0.79±0.35a
<i>Catalasa/C²</i>	31.1±8.6a	36.5±14.9a
<i>Deshidrogenasa/C³</i>	14.0±4.9a	13.9±5.2a

¹ g 100 g⁻¹, ² mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ C h⁻¹, ³ μmoles de INTF g⁻¹ C h⁻¹.

El cociente entre el carbono lábil y el carbono orgánico se ha empleado en ocasiones como indicador de calidad del suelo para ilustrar la proporción del carbono orgánico total que está disponible para su empleo por parte de los microorganismos del suelo (García y Hernández, 1996). En este estudio dicho cociente ha resultado ser significativamente mayor en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo, como se ha dicho anteriormente, indicando que se han producido cambios en la cantidad de materia orgánica lábil con respecto a la materia orgánica total, de manera que los prados de elevada intensidad de manejo presentarían una materia orgánica más lábil, o lo que es lo mismo, según lo indicado por Uhlirova et al. (2005), existiría una mayor proporción de carbono fácilmente oxidable en los prados de elevada intensidad de manejo. Este efecto del manejo, similar al encontrado en otros estudios (Warren y Whitehead, 1988) se puede explicar debido a un mayor *input* de carbono lábil en los prados de elevada intensidad de manejo, debido a un mayor empleo de purín.

En cuanto a la relación C-biomasa/carbono (o coeficiente microbiano), se ha encontrado que la diferencia entre los dos tipos de prados estudiados no es estadísticamente significativa, aunque se observa una tendencia a que los prados con mayor diversidad botánica (o menor manejo), presenten un mayor valor de esta relación. Es interesante interpretar los valores de la relación biomasa/carbono, ya que su valor determina la dinámica de la materia orgánica, al constituir una medida sensible de la respuesta del suelo a corto plazo a los *inputs* de carbono (Insam y Domsch, 1988). El

hecho de que los suelos no presenten un coeficiente microbiano diferente para ambos grupos de suelos indica que la disminución de carbono asociado a la biomasa originado por el manejo del suelo se produce de forma proporcional a la pérdida de materia orgánica. Al consultar la bibliografía se observa que hay disparidad en el efecto del manejo praterense en el coeficiente microbiano, ya que según Haynes (1999), Spehn et al. (2000), Schipper y Sparling (2000) o Nsabimana et al. (2004) esta relación disminuye significativamente en prados manejados de forma intensiva. Por el contrario, Gathumbi et al. (2005) indican que la intensidad de manejo no origina cambios en el valor de este cociente. La explicación de la disparidad de resultados en torno al efecto del manejo en el coeficiente microbiano de los suelos de prado fue proporcionada por Holt (1997) que afirma que los suelos de elevada intensidad de manejo sufren un proceso degradativo que los lleva a una disminución del coeficiente microbiano a corto plazo, debido a una disminución de la biomasa microbiana, que siempre se produce más rápidamente que la disminución de materia orgánica (Carter, 1986). Sin embargo, a más largo plazo (como sería el caso del trabajo planteado en los suelos de prado gallegos), el contenido en materia orgánica también disminuye, mientras que la biomasa microbiana se estabiliza, de forma que suelos que hubiesen sido sometidos a distintas intensidades de manejo durante un periodo de tiempo prolongado tendrían el mismo coeficiente microbiano, tal y como se ha encontrado en los prados gallegos.

Finalmente, cabe considerar dos aspectos más concernientes al coeficiente microbiano. En primer lugar, algunos autores indican que dividir la biomasa por el carbono total es un peor índice (menos sensible) para conocer los efectos del manejo sobre la actividad microbiana que emplear únicamente la biomasa (Leita et al., 1999; Bolinder et al., 1999), lo que está de acuerdo con lo encontrado en este trabajo. En segundo lugar, debe además tenerse en cuenta que, de acuerdo con Meyer et al. (1996) y con Joergensen et al. (1994) un valor menor del 1 % en la relación C-biomasa/carbono, como el que presentan la mayoría de los prados de elevada intensidad de manejo y alguno de los prados de baja intensidad de manejo (Figura 88) indica una alteración en el normal funcionamiento del *turnover* de la materia orgánica, de modo que éste se ve ralentizado.

En cuanto a la relación respiración/carbono, que es un parámetro relacionado con la descomposición de la materia orgánica del suelo (esto es, con la velocidad de mineralización) se encuentra que los dos grupos de suelos estudiados tienen porcentajes

similares de respiración por unidad de carbono orgánico, lo que, de acuerdo con Gregorich et al. (1994), indica que la calidad de la materia orgánica de ambos grupos de suelos (prados de alta y de baja intensidad de manejo) es similar, de manera que la materia orgánica se encuentra en ambos grupos de prados en formas igualmente disponibles para los microorganismos. Sin embargo, esta similitud en la calidad de la materia orgánica se ve puesta en duda por el valor de la relación carbono lábil/carbono, que es significativamente mayor en el caso de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo. Esto indicaría que no todo el carbono lábil de los suelos se encuentra en formas fácilmente mineralizables, lo que indicaría diferencias cualitativas en la materia orgánica de los suelos de baja y de elevada intensidad de manejo, como ya se había comentado al tratar el cociente respiración/carbono lábil.

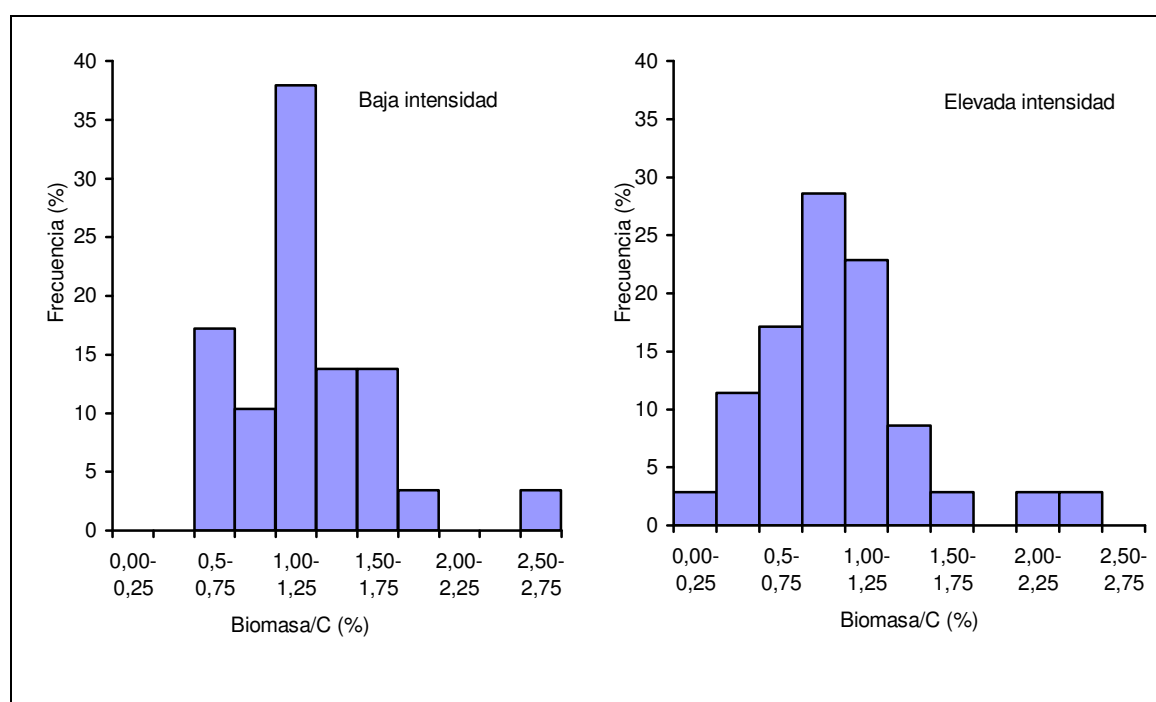


Figura 88. Distribución en clases de frecuencias de los contenidos en biomasa/carbono de los suelos de prado de baja y elevada intensidad de manejo.

En cuanto a los valores de relación actividad catalasa/carbono y actividad deshidrogenasa/carbono, cabe destacar que los dos grupos de suelos estudiados no presentan diferencias estadísticamente significativas, apoyando estos resultados el hecho de que la disminución de tamaño y actividad de la población microbiana debido a un manejo excesivamente intensivo se produce paralelamente a una disminución de la

materia orgánica, sin que aparentemente, se produzcan cambios cualitativos en la calidad de la materia orgánica.

Los valores de mineralización de nitrógeno por unidad de carbono obtenidos para los grupos de suelos analizados (Tabla 52) presentan diferencias significativas cuando se expresa el contenido en formas de nitrógeno inorgánico o la mineralización neta de nitrógeno por unidad de carbono. La única excepción a este comportamiento es el nitrógeno amoniacal mineralizado. Estos resultados indican que se producen cambios en la calidad del nitrógeno orgánico asimilable por los microorganismos debido al manejo del suelo en este tipo de prados.

En este trabajo se pone de manifiesto que las relaciones entre las diferentes formas de nitrógeno mineralizado y el carbono total muestran diferencias estadísticamente significativas entre los dos grupos de suelos, mientras que los valores de respiración basal/carbono son muy similares en ambos. Contrariamente, a lo encontrado en el caso de los prados gallegos, Bierbedeck et al. (1994) afirman que la mineralización del nitrógeno refleja la mineralización del carbono.

Tabla 52. Valores medios (mg de N g⁻¹ C 10 días⁻¹) de los *pools* de nitrógeno inorgánico y cantidad de nitrógeno mineralizado por unidad de carbono de los suelos de prado gallegos analizados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

	Prados de baja int. de manejo	Prados de elevada int. de manejo
<i>N inicial/C</i>		
<i>Amoniacal/C</i>	0.09±0.04 _a	0.16±0.16 [*] _b
<i>Nitrato/C</i>	0.09±0.08 _a	0.19±0.24 [*] _b
<i>Total/C</i>	0.18±0.08 _a	0.35±0.37 [*] _b
<i>N mineralizado/C</i>		
<i>Amoniacal/C</i>	0.03±0.09 _a	0.03±0.12 _a
<i>Nitrato/C</i>	0.22±0.23 _a	0.38±0.33 [*] _b
<i>Total/C</i>	0.25±0.21 _a	0.40±0.28 [*] _b

Cabe destacar que la mayor mineralización de nitrógeno por unidad de carbono que se produce en los prados de elevada intensidad de manejo es debida a un mayor proceso de nitrificación, ya que no hay diferencias estadísticamente significativas en los valores de amonificación entre los dos grupos de suelos estudiados. En contraste con otros procesos de mineralización, la nitrificación es un proceso en el que se encuentran

implicadas muy pocas especies de microorganismos (Kilham y Staddon, 2002). Según estos autores los valores de nitrificación/carbono indicarían que las poblaciones de *Nitrobacter*, único grupo de bacterias capaz de llevar a cabo este proceso en los suelos (De Boer y Kowalchuk, 2001), se encuentran favorecidas en los suelos de elevada intensidad de manejo.

4.1.5. Parámetros bioquímicos específicos/carbono

De entre todas las actividades enzimáticas analizadas la única que presenta diferencias estadísticamente significativas (Tabla 53), cuando se expresa por unidad de carbono, entre los dos tipos de manejo de prado considerados es la celulasa, que presenta mayores valores en suelos de prado de elevada intensidad de manejo. El resto de propiedades presentan tendencia a ser mayores en los suelos de prado de baja intensidad de manejo (especialmente en los casos de ureasa y arilsulfatasa) o en los de elevada intensidad de manejo (especialmente en el caso de la β -glucosidasa), aunque sin que los resultados sean estadísticamente significativos.

Estos resultados indicarían que, con excepción de la actividad celulasa, la mayor actividad enzimática en valor absoluto de los suelos de prado de baja intensidad de manejo se debe al mayor contenido en materia orgánica que éstos presentan. Esto confirma la hipótesis de que los factores que han provocado una disminución en el contenido de la materia orgánica de los prados de elevada intensidad de manejo también han causado una menor actividad enzimática.

El resultado obtenido para la actividad celulasa parece indicar que las diferencias en cuanto a *input* de celulosa en los dos tipos de prados estudiados puede estar originando diferencias en los valores de celulasa relativos al carbono para ambos grupos. Existen dos factores que explicarían este mayor *input* de celulosa en los prados de elevada intensidad de manejo, en primer lugar la mayor cantidad de purín empleado en los prados de elevada intensidad de manejo, ya que los purines contienen abundantes cantidades de celulosa. Al respecto, Carballas y Díaz-Fierros (1990) indican que la fracción orgánica del purín es bastante resistente a la biodegradación, de manera que sobre el suelo pueden permanecer diversos compuestos insolubles tales como celulosa y lignina, que no se degradan totalmente hasta que ha transcurrido un largo periodo de tiempo. La actividad celulasa puede estar incrementándose en los prados de elevada

intensidad de manejo por un empleo de mayores cantidades de purín, de forma que ésta elevada actividad se mantiene a lo largo del tiempo debido a la lentitud que presenta la degradación de los compuestos de celulosa. El segundo factor que afectaría a la actividad celulasa/carbono es la composición de los restos vegetales que entran en el suelo, ya que de acuerdo con Kögel-Knabner (2002), éstos presentan contenidos en celulosa muy variables.

Tabla 53. Valores medios de los parámetros bioquímicos específicos divididos por el carbono de suelos de prado gallegos. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

Propiedad	Prados de baja int. de manejo	Prados de elevada int. de manejo
Celulasa/C ¹	4.14±1.37a	5.10±2.11b*
β -glucosidasa/C ²	32.3±11.5a	37.0±8.1a
Invertasa/C ¹	131±51a	131±45a
Proteasa-caseína/C ³	26.9±9.7a	28.5±11.4a
Proteasa-BAA/C ⁴	427±199a	441±203a
Ureasa/C ⁴	519±414a	402±209a
Fosfodiesterasa/C ²	15.2±5.6a	13.9±4.8a
Fosfomonoesterasa/C ²	103±30a	111±37a
Arilsulfatasa/C ²	10.1±4.9a	8.4±4.0a

¹ μ moles de glucosa g⁻¹ C h⁻¹, ² μ moles de *p*-nitrofenol g⁻¹ C h⁻¹, ³ μ moles de tirosina g⁻¹ h⁻¹, ⁴ μ moles NH₃ g⁻¹ C h⁻¹.

4.1.6. Parámetros bioquímicos generales/C-biomasa

En la Tabla 54 se puede observar que, cuando se dividen los parámetros bioquímicos generales por el contenido en carbono asociado a la biomasa, se obtienen diferencias estadísticamente significativas entre los dos grupos de suelos considerados para el carbono lábil y la actividad catalasa, pero no para la actividad deshidrogenasa. Además, en el caso de la catalasa por unidad de biomasa la significación de la diferencia es mayor que para el carbono lábil/C-biomasa.

Este estudio confirma que el carbono lábil es capaz de separar mejor entre grupos de suelos manejados de diferente forma cuando se expresa por unidad de biomasa microbiana que cuando se expresa en valores absolutos (Picek et al. 2000; Ross et al., 1995). El hecho de que un suelo presente un mayor nivel de carbono lábil por unidad de biomasa indica una menor capacidad de la biomasa microbiana para emplear

sustratos fácilmente degradables (Hofman, 2003), lo que puede ser el caso de los prados de elevada intensidad de manejo. Los mayores valores de carbono lábil/C-biomasa, pueden deberse, similarmente a lo indicado para el caso de los valores de celulasa/C-biomasa, a aportes procedentes de las plantas y de los purines.

Tabla 54. Valores medios de los parámetros bioquímicos generales divididos por el carbono asociado a la biomasa de los suelos de prado gallegos analizados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

Propiedad	Prados de baja int. de manejo	Prados de elevada int. de manejo
Carbono lábil/C-biomasa ¹	520±255a	808±440b*
Catalasa/C-biomasa ²	2.90±1.11a	4.29±1.84b**
Deshidrogenasa/C-biomasa ³	1.39±0.68a	1.61±0.61a

¹ mg kg⁻¹, ² mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ C-biomasa h⁻¹, ³ µmoles de INTF g⁻¹ C-biomasa h⁻¹.

Por otra parte, los mayores valores de actividad catalasa/C-biomasa para los suelos de prado de elevada intensidad de manejo pueden indicar un cierto estrés fisiológico, o lo que es lo mismo, un metabolismo excesivamente elevado de la comunidad microbiana en este tipo de suelos. Esto se encuentra relacionado con los resultados (mayor valor de $q\text{CO}_2$ en los prados de elevada intensidad de manejo) anteriormente discutidos.

Con respecto a los *pools* de nitrógeno inorgánico y al nitrógeno inorgánico mineralizado (Tabla 55) se observa que los dos grupos de suelos de prado analizados presentan diferencias cuando se compara el contenido inicial en formas de nitrógeno inorgánico o la mineralización neta de nitrógeno por unidad de carbono asociado a la biomasa. La única excepción a este comportamiento es el nitrógeno amoniacal, tanto el mineralizado como el inicial.

Como se puede observar en la Tabla 55, el mejor indicador para las diferencias entre ambos grupos de prados es el nitrógeno mineralizado total. Estos resultados parecen indicar que se han producido cambios en la comunidad microbiana del suelo debido al manejo del mismo. Concretamente, los resultados se pueden interpretar como un aumento de la densidad de *Nitrobacter* con respecto a otras poblaciones microbianas, ya que el incremento que se produce en la cantidad de nitrógeno mineralizado/C-biomasa en los prados de elevada intensidad de manejo se debe a que en estos últimos

se produce un incremento en el nitrato mineralizado/C-biomasa, sin que existan diferencias de amonio mineralizado/C-biomasa entre los dos grupos de suelos considerados.

Tabla 55. Valores medios (mg de N mg⁻¹ C-biomasa 10 días⁻¹) de los *pools* de nitrógeno inorgánico y cantidad de nitrógeno mineralizado por unidad de biomasa de los suelos de prado gallegos analizados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

	Prados de baja int. de manejo	Prados de elevada int. de manejo
<i>N inicial/C-biomasa</i>		
<i>Amoniacal/C-biomasa</i>	0.009±0.006a	0.023±0.037a
<i>Nitrato/C-biomasa</i>	0.009±0.011a	0.024±0.037b*
<i>Total/C-biomasa</i>	0.018±0.013a	0.047±0.069b*
<i>N mineralizado/C-biomasa</i>		
<i>Amoniacal/C-biomasa</i>	0.002±0.007a	0.000±0.020a
<i>Nitrato/C-biomasa</i>	0.022±0.023a	0.047±0.051b*
<i>Total/C-biomasa</i>	0.024±0.022a	0.047±0.022b**

4.1.7. Parámetros bioquímicos específicos/C-biomasa

Como se observa en la Tabla 56, los valores de actividad de las enzimas del ciclo del carbono (celulasa, β -glucosidasa e invertasa) en relación al C-biomasa presentan diferencias estadísticamente significativas entre los dos grupos de suelos, cosa que también ocurre para la proteasa-BAA, la proteasa-caseína y la fosfomonoesterasa. En el caso de la ureasa, la fosfodiesterasa y la arilsulfatasa no se producen diferencias entre los dos grupos de suelos estudiados. La actividad celulasa y la β -glucosidasa se han revelado como los parámetros bioquímicos específicos que, cuando se dividen por unidad de C-biomasa, que distinguen mejor entre ambos grupos de prados. Cabe destacar que las enzimas del ciclo del carbono son más efectivas para diferenciar el manejo de ambos grupos de prados cuando se calculan por unidad de carbono asociado a la biomasa que cuando se consideran sus actividades absolutas o relativas al carbono.

El hecho de que la mayoría de las actividades enzimáticas muestren valores más altos en los prados de elevada intensidad de manejo que en los prados permanentes cuando se expresan en relación al carbono asociado a la biomasa microbiana puede indicar que en éstos hay una producción de enzimas más intensa por parte de la comunidad microbiana. Sin embargo, este resultado también podría ser consecuencia

del menor contenido en biomasa microbiana en los prados manejados intensivamente, sin que se produjesen cambios sustanciales en la actividad enzimática del suelo, debido a que se produjese una elevada estabilización de las enzimas en el suelo.

Tabla 56. Valores medios de los parámetros bioquímicos específicos divididos por el carbono asociado a la biomasa de los suelos de prado gallegos analizados. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas. * $p > 95$, ** $p > 99$, *** $p > 99.9$.

Propiedad	Prados de baja int. de manejo	Prados de elevada int. de manejo
Celulasa/C-biomasa ¹	0.40±0.20a	0.64±0.39b**
β -glucosidasa/C-biomasa ²	2.96±1.05a	4.30±2.10b**
Invertasa/C-biomasa ¹	11.9±4.7a	16.2±9.9b*
Proteasa-caseína/C-biomasa ³	2.64±1.47a	3.49±1.81b*
Proteasa-BAA/C-biomasa ⁴	39±18a	50±24b*
Ureasa/C-biomasa ⁴	45±31a	48±32a
Fosfodiesterasa/C-biomasa ²	1.41±0.57a	1.67±0.57a
Fosfomonoesterasa/C-biomasa ²	10.0±5.1a	13.0±5.1b*
Arilsulfatasa/C-biomasa ²	0.98±0.74a	0.96±0.45a

¹ μ moles de glucosa g^{-1} C-biomasa h^{-1} , ² μ moles de *p*-nitrofenol g^{-1} C-biomasa h^{-1} , ³ μ moles de tirosina g^{-1} C-biomasa h^{-1} , ⁴ μ moles NH_3 g^{-1} C-biomasa h^{-1} .

Casi no existen trabajos en que comparen los valores de este tipo de parámetros por unidad de biomasa entre suelos con distinto manejo, por lo que resulta difícil discutir el significado de esta mayor actividad enzimática por unidad de biomasa. El único autor encontrado que compara los valores con respecto al carbono asociado a la biomasa es Nsabimana et al. (2004), que encuentra que los suelos de prado con vegetación de raigrás y resiembra anual presentan mayores niveles de actividad enzimática que los suelos de prados naturales o seminaturales, lo que es análogo a lo que se encuentra en este trabajo. De acuerdo con Nsabinama et al. (2004) estos resultados indicarían la presencia de una comunidad microbiana metabólicamente muy activa en los prados de elevada intensidad de manejo, lo que se ve apoyado por valores de propiedades bioquímicas discutidas anteriormente como es el caso del $q\text{CO}_2$ y de la relación actividad catalasa/C-biomasa.

En resumen, los resultados discutidos anteriormente indican que las poblaciones microbianas de los suelos de prado de baja intensidad de manejo son mayores que las de los suelos de elevada intensidad de manejo, aunque este hecho es fundamentalmente,

debido a la reducción del contenido de carbono originado por el manejo del suelo. Sin embargo, pese a su menor tamaño, la comunidad microbiana de los suelos de elevada intensidad de manejo presenta un metabolismo más activo que la de los suelos de prado permanentes, o lo que es lo mismo, se encuentra en condiciones de estrés fisiológico (operando de manera inefectiva). Por tanto, aparte de diferencias en el tamaño, causadas por el menor contenido en carbono de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo, la mayor divergencia entre las comunidades microbianas de los dos grupos de suelos estudiados es que en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo los microorganismos se encuentran operando de una forma más inefectiva que en los prados de baja intensidad de manejo.

4.2. RELACIONES ENTRE PROPIEDADES GENERALES Y PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN SUELOS DE PRADO GALLEGOS

Para investigar qué propiedades del suelo son las responsables de la variación de las propiedades bioquímicas se analizó la correlación lineal entre éstas últimas y diferentes propiedades físicas y químicas.

Se puede observar (Tablas 57 y 58) que el contenido en materia orgánica (expresado como contenido en carbono o como contenido en nitrógeno) es el parámetro que mejor se correlaciona con las propiedades bioquímicas de los suelos de prado, tanto de baja como de elevada intensidad de manejo.

El hecho de que la materia orgánica se correlacione bien con las propiedades bioquímicas está de acuerdo con lo indicado por la mayoría de los autores que han estudiado dichas propiedades, entre otros Kaiser et al. (1992), Tabatabai (1994), Leirós et al. (2000), Zeller et al. (2001). Se han encontrado correlaciones significativas entre todas las actividades enzimáticas y el carbono en los prados de baja intensidad de manejo. Las elevadas correlaciones entre materia orgánica y actividades enzimáticas son de esperar, ya que la materia orgánica del suelo juega un importante papel, protegiendo a las enzimas, de manera que éstas quedan inmovilizadas en una red tridimensional de complejos húmicos y arcillosos (Burns, 1982; Tabatabai, 1994). Sin embargo, en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo no se dan todas las correlaciones estadísticamente significativas que se dan en el caso de los prados de baja intensidad de manejo; concretamente, la actividad proteasa-BAA no muestra ninguna

correlación con la materia orgánica del suelo (carbono y nitrógeno); lo mismo sucede entre la actividad ureasa y el carbono orgánico. Aunque generalmente se aprecian buenas correlaciones entre las actividades ureasa y proteasa-BAA con la materia orgánica en los prados de elevada intensidad de manejo (O'Toole et al., 1975, entre otros), existen autores que no han encontrado estas correlaciones (Gould et al., 1973). Esta ausencia de correlación se puede interpretar como una cierta independencia entre algunas actividades enzimáticas del ciclo del nitrógeno y la dinámica general de la materia orgánica. Por otra parte, se observa una relación positiva entre el contenido en materia orgánica y el desprendimiento de CO₂, tanto en prados de baja como de elevada intensidad de manejo, lo que resulta muy lógico, ya que los microorganismos del suelo emplean los compuestos orgánicos del mismo para obtener energía para su crecimiento y desarrollo, por lo tanto esta correlación indica que la disponibilidad de sustrato incrementa la velocidad de mineralización del carbono.

En el caso de los prados de baja intensidad de manejo se observa una relación estadísticamente significativa entre carbono y biomasa microbiana que se debe, por un lado, a que el sustrato orgánico contiene nutrientes que son esenciales para muchos microorganismos del suelo y, por otro lado, a que la materia orgánica coloidal presenta un gran área superficial a la que se adhieren los microorganismos (Tate, 2000), de manera que existe una fuerte interacción entre las diversas comunidades microbianas y la fracción orgánica de los suelos. Sin embargo, en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo, la biomasa microbiana no se encuentra relacionada significativamente ni con el carbono ni con el nitrógeno orgánicos, lo que es contrario a la mayoría de los estudios realizados (de los que muchos han sido revisados por Wardle, 1992), incluyendo los efectuados en suelos gallegos bajo vegetación *climax* (Leirós et al., 2000). De todos modos algunos estudios no encuentran correlación significativa entre el nitrógeno total y la biomasa (Martens, 1987; Werf y Verstrate, 1987) o entre el contenido en carbono y la biomasa microbiana (Hofman, 2003; Agbenin y Adeniyi, 2005), lo que se explica porque en algunos suelos el carbono orgánico o el nitrógeno orgánico son muy recalcitrantes y relativamente no disponibles para la biomasa microbiana (Wardle, 1992). Sin embargo, esta explicación no sería válida para los prados de elevada intensidad de manejo, que ha experimentado un aumento de carbono lábil con respecto a los prados de baja intensidad de manejo. Probablemente, la influencia de la fertilización con purín en los prados de elevada intensidad de manejo

haya alterado la dinámica de las fracciones más lábiles de carbono y sea la responsable de la falta de correlación entre la biomasa microbiana y la materia orgánica en este tipo de suelos.

Tabla 57. Coeficientes de correlación lineal entre propiedades generales y bioquímicas para suelos de prado de baja intensidad de manejo (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

	<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>C</i>	<i>N</i>	<i>C/N</i>	<i>P</i> <i>asim.</i>	<i>Al</i>	<i>Fe</i>	<i>Arena</i>	<i>Limo</i>	<i>Arcilla</i>
<i>C lábil</i>	-0.46*	NS	0.83***	0.72***	NS	NS	0.60***	0.37*	NS	NS	NS
<i>C-bio.</i>	NS	NS	0.82***	0.80***	NS	NS	0.43*	0.47*	NS	NS	NS
<i>Resp.</i>	NS	NS	0.78***	0.71***	NS	NS	0.54**	0.54**	-0.47**	0.39*	0.45*
<i>k₁</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>k₂</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>qCO₂</i>	NS	NS	NS	-0.38*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Cat.</i>	NS	NS	0.82***	0.79***	NS	NS	0.50**	0.45*	-0.39*	NS	0.40*
<i>Desh.</i>	NS	NS	0.76***	0.67***	NS	NS	0.42*	NS	NS	NS	NS
<i>NH₄⁺ ini.</i>	NS	NS	0.63***	0.58***	NS	NS	0.53**	0.41*	NS	NS	NS
<i>NH₄⁺ min.</i>	-0.41*	-0.43*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NO₃⁻ ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NO₃⁻ min.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>N ini.</i>	NS	NS	0.59***	0.56**	NS	NS	0.39*	NS	NS	NS	NS
<i>N min.</i>	NS	NS	0.38*	0.38*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Cel.</i>	-0.59***	-0.47**	0.73***	0.59***	NS	NS	0.42*	NS	NS	NS	NS
<i>β-glu.</i>	NS	NS	0.76***	0.73***	NS	NS	0.38*	NS	-0.39*	0.38*	NS
<i>Inver.</i>	-0.38*	NS	0.77***	0.73***	NS	NS	0.38*	NS	NS	NS	NS
<i>Cas.</i>	NS	NS	0.77***	0.74***	NS	NS	0.62***	0.46*	NS	NS	NS
<i>BAA</i>	-0.48**	NS	0.59***	0.58***	NS	NS	NS	NS	-0.50**	0.48**	NS
<i>Ure.</i>	-0.45*	NS	0.74***	0.67***	NS	NS	0.44*	NS	NS	NS	NS
<i>Pdies.</i>	NS	NS	0.75***	0.76***	NS	NS	0.51**	0.58***	-0.52**	0.46*	0.42*
<i>Pmono.</i>	-0.50**	-0.46*	0.82***	0.75***	NS	NS	0.54**	0.41*	NS	NS	NS
<i>Aril.</i>	NS	NS	0.78***	0.73***	NS	NS	0.57***	0.48**	NS	NS	NS

En el caso de los suelos de prado de baja intensidad de manejo los coeficientes de correlación siempre son más elevados entre contenido en carbono y propiedades bioquímicas que entre contenido en nitrógeno y propiedades bioquímicas, mientras que en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo la situación es la contraria. Ninguno de los dos resultados es sorprendente, ya que según Kaiser et al. (1992), en

relación al metabolismo microbiano, muchas veces es más importante la asimilabilidad del nitrógeno que el tamaño del *pool* de materia orgánica del suelo. Esta última sería la situación en los suelos de prado de elevada intensidad de manejo, debido a la adición de formas lábiles de nitrógeno, a causa de la fertilización con purín. Por el contrario, en los prados de baja intensidad de manejo, al no existir tantas formas lábiles de nitrógeno, tendría más importancia el *pool* de carbono orgánico del suelo.

Tabla 58. Coeficientes de correlación lineal entre propiedades generales y bioquímicas para suelos de prado de elevada intensidad de manejo (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	C	N	C/N	P asim	Al	Fe	Arena	Limo	Arcilla
<i>C lábil</i>	NS	NS	0.40*	0.43**	NS	NS	0.40*	0.48**	-0.35*	NS	0.35*
<i>C-bio.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Resp.</i>	NS	0.34*	0.69***	0.72***	NS	NS	0.45**	0.49**	NS	NS	0.36*
<i>k₁</i>	NS	NS	-0.344*	NS	-0.51**	NS	NS	NS	-0.43*	0.49**	NS
<i>k₂</i>	NS	NS	NS	NS	-0.47**	NS	NS	NS	-0.44*	0.46**	NS
<i>qCO₂</i>	NS	NS	0.47**	0.46**	NS	NS	0.47**	0.35*	-0.37*	NS	NS
<i>Cat.</i>	NS	NS	0.56***	0.61***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Desh.</i>	NS	NS	0.46**	0.55***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NH₄⁺ ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0.39*	NS	0.51**
<i>NH₄⁺ min.</i>	NS	-0.41*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.36*	NS	-0.46**
<i>NO₃⁻ ini.</i>	NS	0.37*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.49**
<i>NO₃⁻ min.</i>	NS	0.42*	0.44**	0.51**	NS	NS	NS	0.35*	NS	NS	0.44**
<i>N ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0.38*	NS	0.53***
<i>N min.</i>	NS	NS	0.47**	0.57***	NS	NS	NS	0.36*	NS	NS	NS
<i>Cel.</i>	-0.43**	NS	0.48**	0.51**	NS	NS	0.50**	NS	NS	NS	NS
<i>β-glu.</i>	NS	NS	0.38*	0.44**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Inver.</i>	NS	NS	0.65***	0.70***	NS	NS	0.45**	NS	NS	NS	NS
<i>Cas.</i>	NS	NS	0.66***	0.71***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>BAA</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Ure.</i>	NS	NS	NS	0.34*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Pdies.</i>	NS	0.43*	0.65***	0.72***	NS	NS	0.44**	0.46**	NS	NS	0.38*
<i>Pmono.</i>	NS	NS	0.58***	0.66***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Aril.</i>	NS	NS	0.49**	0.57***	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Otra propiedad bioquímica que se encuentra correlacionada de manera significativa con la materia orgánica es el nitrógeno mineralizado total, al igual que

ocurre en otros estudios (Abbasi et al., 2001). Esta correlación es lógica, particularmente con el nitrógeno total, ya que éste incluye al sustrato del proceso de mineralización.

Con respecto al pH, cabe destacar que las correlaciones estadísticamente significativas son siempre de signo negativo (y más abundantes en suelos de baja intensidad de manejo), tanto con el pH en agua como con el pH en KCl. La existencia de correlaciones negativas entre pH y propiedades bioquímicas es coincidente con la que se da en los suelos *climax* gallegos (Leirós et al., 2000; Trasar-Cepeda et al., 2000). Los datos bibliográficos señalan resultados contradictorios en lo que se refiere al sentido de la influencia del pH en las propiedades bioquímicas del suelo, ya que incluso para la misma enzima se pueden encontrar tanto correlaciones positivas (Speir, 1984; Ekenler y Tabatabai, 2004) como negativas con el pH (Frankenberger y Dick, 1983), sin que se conozcan muy bien las causas de estas ambigüedades (O'Toole et al., 1985). La existencia de correlaciones negativas entre pH y propiedades bioquímicas indica que cuanto menor sea el valor de pH, más elevada será la actividad bioquímica del suelo, lo que en cierta medida podría considerarse como algo anómalo, ya que la actividad bioquímica requiere un ámbito físico-químico adecuado, que no se corresponde con el predominio de la acidez (Brookes, 1995). El sentido del signo de las correlaciones debe buscarse a través del efecto indirecto de la materia orgánica, ya que cuanto mayor sea la acidez mayor será la acumulación de la materia orgánica y, por lo tanto, el nivel de actividad bioquímica del suelo, de manera que debido al corto campo de variación del pH de las muestras estudiadas predomina el efecto del pH sobre la acumulación de la materia orgánica con respecto a la acción del pH sobre el metabolismo microbiano. Cabe destacar que, cuando se producen correlaciones entre el pH y las propiedades bioquímicas en los suelos de prado de baja intensidad de manejo, éstas fueron más significativas con el pH en agua que con el pH en KCl. Con respecto a este último, cabe destacar que, en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo, se han encontrado correlaciones significativas positivas de la fosfodiesterasa, la respiración, la nitrificación con el pH en KCl. Estas correlaciones se deben a que a un mayor pH (más próximo a la neutralidad) los microorganismos se encontrarían en condiciones más adecuadas para desarrollar su actividad.

La relación C/N no se correlaciona con ninguna propiedad bioquímica, exceptuando las correlaciones negativas entre k_1 y k_2 y la relación C/N en los suelos de

prado de elevada intensidad de manejo; esta correlación probablemente sea un efecto indirecto de la correlación entre carbono orgánico y respiración. Resulta llamativa la falta de correlación entre la relación C/N y las propiedades bioquímicas, ya que otros autores encuentran una relación negativa de ésta y los parámetros bioquímicos, tanto en el caso de las actividades enzimáticas (Speir 1977; Speir et al., 1984) como de la respiración (Kaiser et al., 1984; Hassink, 1994) y de la biomasa microbiana (Kaiser et al., 1992); si bien en esta última propiedad en ocasiones se han encontrado correlaciones positivas (Zeller et al., 2001).

Con respecto al fósforo asimilable, puede resultar llamativa la falta de correlaciones estadísticamente significativas entre esta propiedad y las propiedades bioquímicas, ya que habitualmente sí que se producen correlaciones de signo negativo en suelos de prado o de otro tipo (O'Toole et al., 1985; Baligar et al., 1988; Leirós et al., 2000), especialmente con los enzimas del ciclo del fósforo (Dormaar et al., 1983; Colvan et al., 2001). Sin embargo, en algunos trabajos como el de Miguéns-Vázquez (2005) en suelos gallegos de bosques de repoblación no se encuentra este tipo de correlación negativa que, según otros estudios (Colvan et al., 2001), sólo aparece en praderas fuertemente fertilizadas con fósforo.

Los óxidos de aluminio e hierro muestran correlaciones elevadas y positivas con bastantes propiedades bioquímicas, contrariamente a lo encontrado por Leirós et al. (2000) para suelos gallegos clímax, que encontraron pocas correlaciones significativas, y, cuando éstas existían solían ser negativas. Las correlaciones han sido más abundantes en el caso de los prados de baja intensidad de manejo que en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo. Además, en el caso de los prados de baja intensidad de manejo, las correlaciones han sido casi siempre mayores con los óxidos de hierro que con los óxidos de aluminio. La relación positiva entre el contenido en estos óxidos y las actividades enzimáticas hay que atribuir a la participación de compuestos de hierro y aluminio en la formación de complejos húmicos, sobre los que, al menos parcialmente, podrían encontrarse inmovilizadas diversas hidrolasas (Burns, 1982; Nannipieri et al., 1980).

Se han encontrado correlaciones estadísticamente significativas entre las fracciones granulométricas y las propiedades bioquímicas del suelo, para los dos grupos de suelos estudiados. Estas correlaciones son positivas con la arcilla y el limo y negativas con la arena, poniendo de manifiesto que las fracciones arcilla y limo

contribuyen a la estabilización de microagregados, que constituyen los microhábitats en los que se desarrollan las poblaciones microbianas (Stotzky, 1997). En estos microhábitats los microorganismos obtienen los elementos necesarios para su crecimiento, así como protección frente a la desecación y la depredación por protozoos (Roper y Smith, 1991). Además, una fracción de las enzimas del suelo se encuentra inmovilizada en los coloides del mismo, lo que les confiere protección frente a la degradación y la desnaturalización (Burns, 1982; Nannipieri et al., 1990), de manera que parte de estas enzimas extracelulares (Busto y Pérez-Mateos, 2000) se encuentran asociadas a minerales arcillosos cargados negativamente (Gianfreda y Bollag, 1994). Por otra parte, las correlaciones encontradas entre la fracción arena y las propiedades bioquímicas del suelo son de signo negativo, lo que se explica porque cuanto más arenoso es un suelo menor es su capacidad para retener agua, lo que puede implicar una menor actividad de los microorganismos, ya que ésta depende de las condiciones de humedad (van Gestel et al., 1991; Stotzky, 1997). Cabe destacar que las correlaciones estadísticamente significativas entre actividades enzimáticas y fracciones granulométricas han sido mucho más abundantes en el caso de los prados de baja intensidad de manejo que en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo.

Las correlaciones de la amonificación y la nitrificación con alguna de las fracciones granulométricas sugieren que el proceso de amonificación se ve favorecido por la fracción arena y dificultado por la fracción arcilla (debido a una mayor protección física de la materia orgánica) aunque, contrariamente, la nitrificación se ve muy favorecida por la presencia de arcilla en el suelo. Estos datos resaltan el gran control que ejerce la textura sobre la mineralización del nitrógeno en los prados de elevada intensidad de manejo, que también se ha encontrado en otros trabajos en suelos de prados (Hassink et al., 1993). Este control es debido a que la textura influye mucho en el estado de aireación y humedad del suelo, propiedades de gran influencia en la mineralización (Jarvis et al., 1996), por lo que los suelos arenosos tendrían tendencia a presentar mayores tasas de mineralización. Por otra parte, Hassink et al. (1990) y Verberne et al. (1990) indican que en los suelos arcillosos se produce una menor mineralización de nitrógeno, lo que Verberne et al. (1990) explican por una mayor protección física de la materia orgánica, que impide que en suelos arcillosos el nitrógeno sea fácilmente accesible a las bacterias descomponedoras.

En resumen, se observa que la materia orgánica es el factor más importante que regula los niveles de propiedades bioquímicas en el suelo, tanto en prados de baja como de elevada intensidad de manejo, lo que no debe de extrañar, ya que el hecho de que la materia orgánica se encuentra tan bien correlacionada con otras propiedades enfatiza su papel central a la hora de determinar la calidad microbiológica del suelo (Gregorich et al., 1997), como se ha puesto de manifiesto en otros estudios (Dalal, 1998). Sin embargo, existen otros factores importantes que afectan al nivel de las propiedades bioquímicas del suelo y que son el pH, la textura y el contenido de óxidos amorfos (siendo el contenido en aluminio generalmente más influyente que el contenido en hierro). Todos estos factores son más importantes en el caso de los suelos de prado de baja intensidad de manejo, probablemente debido a que en los prados de elevada intensidad de manejo el equilibrio entre propiedades bioquímicas, propiedades generales y proceso de formación del suelo de encuentre alterado debido a una mayor influencia antropogénica.

4.3. RELACIONES ENTRE PROPIEDADES BIOQUÍMICAS EN LOS SUELOS GALLEGOS DE PRADO

Además de la relación entre las propiedades bioquímicas y las propiedades físicas y químicas de los suelos de prado, también se investigó la relación de las propiedades bioquímicas entre sí, mediante relaciones lineales, para prados de baja y de elevada intensidad de manejo. En cuanto a las correlaciones establecidas entre propiedades bioquímicas en los suelos estudiados (Tablas 59 y 60), se observa que las enzimas presentan una gran correlación entre ellas, especialmente para el caso de los prados de baja intensidad de manejo. Esta gran abundancia de correlaciones significativas sugiere la existencia de una conexión entre los procesos enzimáticos implicados en los ciclos del carbono, fósforo, nitrógeno y azufre. Trasar-Cepeda et al. (2000) encontraron también una elevada interconexión entre las enzimas de los ciclos del carbono, nitrógeno y fósforo, para el caso de suelos gallegos bajo vegetación clímax de robledal en Galicia. Sin embargo, estos autores no encontraron conexión entre el ciclo del azufre y el resto de los ciclos biogeoquímicos. Contrariamente a lo encontrado por Trasar-Cepeda et al. (2000), en los suelos de prado gallegos, tanto de baja como de elevada intensidad de manejo también se encuentra una gran conexión del ciclo del azufre con los otros ciclos biogeoquímicos, lo que es coincidente con lo encontrado por

Frankenberger y Dick (1983), Saratchandra et al. (1984) y García y Hernández (1997). Las elevadas correlaciones encontradas entre enzimas sugeriría, de acuerdo con Frankenberger y Tabatabai (1981) o con Haynes (1999), que los efectos del manejo en las actividades enzimáticas implicadas en los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre son similares. Sin embargo, cabe destacar que en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo se observa que la celulasa, proteasa-BAA y ureasa no se correlacionan con algunas de las otras enzimas. La ausencia de correlación entre proteasa-BAA y proteasa-caseína, así como entre β -glucosidasa y celulasa podría estar indicando que los compuestos carbonados y nitrogenados de elevado peso molecular están sujetos a mecanismos de regulación diferentes, en este tipo de prados, al de los compuestos carbonados y nitrogenados de bajo peso molecular, análogamente a lo observado por Trasar-Cepeda (2000) para suelos bajo vegetación *climax*.

En cuanto a la relación entre las formas de nitrógeno y las actividades enzimáticas, cabe destacar que éstas últimas se correlacionan más con los contenidos iniciales en formas inorgánicas de nitrógeno que con las cantidades mineralizadas en el caso de los prados de baja intensidad de manejo, mientras que en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo se da la situación contraria. Las causas que explicarían este hecho no están claras.

Cabe destacar que el carbono lábil y la respiración basal se encuentran mejor correlacionados que la biomasa microbiana con las medidas de *pools* inorgánicos (amonio y nitrato) y de mineralización de nitrógeno, tanto en prados de baja como de elevada intensidad de manejo. De todos modos, no debe de extrañar que estas correlaciones, aunque estadísticamente significativas, no sean muy elevadas, ya que se sabe que la mineralización de nitrógeno se ve más fuertemente influida por la relación C/N del sustrato y por el *turnover* microbiano que por el propio tamaño de la biomasa microbiana (Hunt et al., 1987). De todas formas, esto no implica que la biomasa microbiana no se correlacione con los *pools* de nitrógeno, ya que en ocasiones (Williams y Sparling, 1988) se han encontrado correlaciones entre el nitrógeno inorgánico y la biomasa en el caso de los suelos de prado de baja intensidad de manejo.

	<i>C lábil</i>	<i>C-bio.</i>	<i>Resp.</i>	<i>k₁</i>	<i>k₂</i>	<i>qCO₂</i>	<i>Cat.</i>	<i>Desh.</i>	<i>NH₄⁺ ini.</i>	<i>NH₄⁺ min.</i>	<i>NO₃⁻ ini.</i>	<i>NO₃⁻ min.</i>	<i>N ini.</i>	<i>N min.</i>	<i>Cet.</i>	<i>β-glu.</i>	<i>Inver.</i>	<i>Cas.</i>	<i>BAA</i>	<i>Ure.</i>	<i>Pdies.</i>	<i>Pmono.</i>	<i>Ari l.</i>
<i>C lábil</i>	1																						
<i>C-bio</i>	0.70***	1																					
<i>Resp.</i>	0.76***	0.73***	1																				
<i>k₁</i>	NS	NS	NS	1																			
<i>k₂</i>	NS	NS	0.38*	0.89***	1																		
<i>qCO₂</i>	NS	-0.59**	NS	0.56**	0.55**	1																	
<i>Cat.</i>	0.76***	0.85***	0.75***	NS	NS	NS	1																
<i>Desh.</i>	0.84***	0.79***	0.81***	NS	NS	NS	0.85***	1															
<i>NH₄⁺ ini.</i>	0.68***	0.50*	0.78***	NS	NS	NS	0.55**	0.67**	1														
<i>NH₄⁺ min.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.39*	NS	NS	1													
<i>NO₃⁻ ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.39*	0.51**	NS	NS	1												
<i>NO₃⁻ min.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	1											
<i>N ini.</i>	0.59***	0.48**	0.68***	NS	NS	NS	0.61***	0.77***	0.67***	NS	0.81***	0.37*	1										
<i>N min.</i>	0.42*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.92***	0.41*	1									
<i>Cet.</i>	1														1								
<i>β-glu.</i>	0.69***	1													0.69***								
<i>Inver.</i>	0.70***	0.87***	1												0.70***								
<i>Cas.</i>	0.65***	0.61***	0.52**												0.65***								
<i>BAA</i>	0.65***	0.70***	0.77***												0.65***								
<i>Ure.</i>	0.70***	0.64***	0.71***												0.70***								
<i>Pdies.</i>	0.55**	0.85***	0.71***												0.55**								
<i>Pmono.</i>	0.79***	0.76***	0.73***												0.79***								
<i>Ari l.</i>	0.64***	0.72***	0.75***												0.64***								

Tabla 59. Matriz de correlaciones entre propiedades bioquímicas para los suelos de prado de baja intensidad de manejo * $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$.

Tabla 60. Matriz de correlaciones entre propiedades bioquímicas para los suelos de prado de elevada intensidad de manejo * $p<0.05$, ** $p<0.01$, *** $p<0.001$.

	<i>C lábil</i>	<i>C-bio</i>	<i>Resp.</i>	k_1	k_2	qCO_2	<i>Cat.</i>	<i>Desh.</i>	NH_4^+ <i>ini.</i>	NH_4^+ <i>min.</i>	NO_3^- <i>ini.</i>	NO_3^- <i>min.</i>	<i>N ini.</i>	<i>N min.</i>	<i>Cet.</i>	β -glu.	<i>Inver.</i>	<i>Cas.</i>	<i>BAA</i>	<i>Ure.</i>	<i>Pdies.</i>	<i>Pmono.</i>	<i>Aril.</i>
<i>C lábil</i>	1																						
<i>C-bio</i>	NS	1																					
<i>Resp.</i>	NS	0.52***	1																				
k_1	NS	NS	0.37*	1																			
k_2	NS	NS	0.42*	0.95***	1																		
qCO_2	0.33*	-0.37*	0.49**	NS	NS	1																	
<i>Cat.</i>	0.45***	0.49**	0.75***	NS	NS	NS	1																
<i>Desh.</i>	NS	0.71***	0.52**	NS	NS	NS	0.61***	1															
NH_4^+ <i>ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	0.42*	NS	NS	1														
NH_4^+ <i>min.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	-0.35*	NS	NS	-0.66***	1													
NO_3^- <i>ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.51**	0.71***	-0.67***	1												
NO_3^- <i>min.</i>	0.37*	NS	0.57***	NS	NS	NS	0.56***	0.61***	0.48**	-0.71***	0.76**	1											
<i>N ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	0.43*	0.88***	-0.72***	0.96***	0.70***	1										
<i>N min.</i>	0.40*	0.50**	0.65***	NS	NS	NS	NS	0.72***	NS	-0.38*	0.62***	0.92***	0.53***	1									
<i>Cet.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	1								
β -glu.	NS	0.58***	0.56***	NS	NS	NS	0.58***	0.71***	NS	NS	0.34*	0.52**	NS	0.54***	NS	1							
<i>Inver.</i>	0.34*	0.47**	0.59***	NS	NS	NS	0.67***	0.58***	NS	NS	NS	0.39*	NS	0.44**	0.58***	0.68***	1						
<i>Cas.</i>	0.39*	NS	0.66***	NS	NS	0.40*	0.71***	0.61***	NS	NS	0.415*	0.50**	0.36*	0.60***	0.50**	0.66***	0.64***	1					
<i>BAA</i>	NS	0.56***	NS	NS	NS	NS	NS	0.46***	NS	NS	NS	NS	NS	0.42*	NS	NS	NS	NS	1				
<i>Ure.</i>	NS	0.65***	NS	NS	NS	NS	NS	0.64***	NS	NS	NS	NS	NS	0.42*	0.37*	0.44**	0.38*	0.38*	0.79***	1			
<i>Pdies.</i>	0.41*	0.54***	0.78***	NS	NS	NS	0.66***	0.73***	0.39*	0.44**	0.57***	0.78***	0.55***	0.78***	NS	0.70***	0.64***	0.67***	0.41*	0.49**	1		
<i>Pmono.</i>	NS	0.71***	0.64***	NS	NS	NS	NS	0.81***	NS	NS	NS	0.53***	NS	0.69***	0.36*	0.69***	0.67***	0.68***	0.58***	0.66***	0.78***	1	
<i>Ari L.</i>	0.35*	0.58***	0.52***	NS	NS	NS	NS	0.83***	NS	NS	0.46**	0.57***	NS	0.71***	NS	0.55***	0.46**	0.70***	0.44**	0.58***	0.73***	0.79***	1

Tanto la biomasa microbiana como la respiración basal se encuentran fuertemente correlacionadas con las actividades enzimáticas en prados de baja y de elevada intensidad de manejo. Estas relaciones apoyarían el hecho, bien establecido, de que las actividades enzimáticas son fundamentalmente de origen microbiano (Saviozzi et al., 2001; Ekenler y Tabatabai, 2004) y se explica porque la actividad de los microorganismos depende, en gran medida, de que las enzimas liberen nutrientes para poder realizar su actividad metabólica.

Cabe destacar la fuerte correlación entre carbono lábil y respiración ($p > 99.9\%$) que se da en los prados de baja intensidad de manejo, lo que según West et al. (1992) indica que en éstos existe una gran relación entre ganancia energética de los microorganismos y carbono lábil.

En los dos tipos de prados estudiados se han observado pocas correlaciones estadísticamente significativas entre el qCO_2 y el resto de las propiedades bioquímicas, y cuando éstas se encuentran casi siempre son negativas. Esto coincide con lo encontrado en otros suelos de prados (Milne y Haynes, 2004). Por ejemplo, la biomasa microbiana se correlaciona negativamente con el qCO_2 , lo que también ha sido encontrado por numerosos autores en prados de diversas regiones (Santruckova y Straskraba, 1991; Houout y Chassoud, 1995; Bauhus et al., 1998; Kaiser, 1994; Wardle y Ghani, 1995) que lo atribuyen a que los factores que causan estrés a la comunidad microbiana también tienden a reducir su tamaño, aunque también se podría explicar en base a que sobreviven más microorganismos cuando el consumo de energía de éstos es bajo (Röver y Kaiser, 1999).

Las actividades catalasa y deshidrogenasa presentan una elevada correlación entre ellas, al igual que con la respiración, la biomasa, lo que confirma lo apuntado por Nannipieri et al., (1990) y Bolton et al. (1993) de que ambas pueden emplearse para determinar rápidamente la actividad microbiana del suelo, ya que son más rápidas y fáciles de determinar que la biomasa o que la respiración.

Como se ha visto a lo largo de esta discusión las correlaciones estadísticamente significativas entre propiedades bioquímicas y entre éstas y las propiedades generales han sido más abundantes en los suelos de prado de baja intensidad de manejo que en los prados de elevada intensidad de manejo, lo que podría revelar la presencia en los primeros tanto de un mayor equilibrio e interrelación entre los ciclos biogeoquímicos

del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre, como un mayor equilibrio entre las propiedades bioquímicas y otras propiedades del suelo que vienen determinadas por el tipo de material de partida.

4.4. RELACIONES ENTRE PROPIEDADES GENERALES Y BIOQUÍMICAS: ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Como se ha visto en los apartados anteriores, es difícil establecer las razones de la variación de las propiedades bioquímicas en los prados gallegos debido al elevado número de propiedades estudiadas y a la alta correlación que presentan todas ellas entre sí. Para intentar aclarar las causas de variación de los valores de las propiedades se efectuó un análisis de componentes principales (ACP), incluyendo las propiedades bioquímicas, físicas y químicas de los suelos estudiados. El ACP se puede ver como una manera de reducir un gran número de parámetros a unos pocos, cuando estos reflejan los mismos procesos subyacentes.

El ACP de las propiedades de los suelos de prado de baja intensidad de manejo extrajo 6 factores que explican un 86 % de la varianza (Tabla 61).

El primer factor explica el 40 % de la varianza total y viene definido en su parte positiva por la catalasa, deshidrogenasa, celulasa, β -glucosidasa, invertasa, proteasa-caseína, proteasa-BAA, ureasa, fosfodiesterasa, fosfomonoesterasa, arilsulfatasa (es decir, todas las actividades enzimáticas analizadas) y por la biomasa microbiana, el carbono lábil, la respiración basal, el carbono total y el nitrógeno total. En la tabla 61 no aparecen reflejados los *loadings* de la proteasa-caseína y de la ureasa ya que son menores que los de otras propiedades (0.66 y 0.69, respectivamente). El hecho de que estas variables definan este factor sugiere que éste representa conjuntamente el contenido en materia orgánica y el estado bioquímico global del suelo.

El segundo factor explica el 14 % de la varianza y viene definido en su parte positiva por el contenido en arcilla y el contenido en óxidos de hierro y en su parte negativa por el contenido en arena, por lo que puede considerarse como un eje dependiente fundamentalmente de la textura del suelo.

El tercer factor explica el 10 % de la varianza y viene definido en su parte positiva por el contenido en óxidos de aluminio, y por el contenido en materia orgánica (el carbono y el nitrógeno presentan *loadings* de 0.58 y 0.59, respectivamente), por lo

que este factor refleja la fracción de la materia orgánica asociada a los óxidos de aluminio.

Tabla 61. Resultados del análisis de componentes principales para los prados de baja intensidad de manejo. Sólo se indican los *loadings* mayores de 0.70.

	Factor					
	<i>I</i>	<i>II</i>	<i>III</i>	<i>IV</i>	<i>V</i>	<i>VI</i>
<i>Carbono lábil</i>	0.78	NS	NS	NS	NS	NS
<i>C-biomasa</i>	0.83	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Respiración</i>	0.81	NS	NS	NS	NS	NS
<i>qCO₂</i>	NS	NS	NS	NS	0.70	NS
<i>Catalasa</i>	0.87	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Deshidrogenasa</i>	0.94	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Mineralización de N</i>	NS	NS	NS	NS	NS	0.93
<i>Celulasa</i>	0.76	NS	NS	NS	NS	NS
<i>β-glucosidasa</i>	0.90	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Invertasa</i>	0.89	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Proteasa-caseína</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Proteasa-BAA</i>	0.80	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Ureasa</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Fosfodiesterasa</i>	0.80	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Fosfomonoesterasa</i>	0.81	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Arilsulfatasa</i>	0.82	NS	NS	NS	NS	NS
<i>pH (H₂O)</i>	NS	NS	NS	-0.89	NS	NS
<i>pH (KCl)</i>	NS	NS	NS	-0.90	NS	NS
<i>Carbono</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Nitrógeno</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>C/N</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>P asimilable</i>	NS	NS	NS	NS	0.75	NS
<i>Al₂O₃</i>	NS	NS	0.82	NS	NS	NS
<i>Fe₂O₃</i>	NS	0.79	NS	NS	NS	NS
<i>Arcilla</i>	NS	0.88	NS	NS	NS	NS
<i>Arena</i>	NS	-0.88	NS	NS	NS	NS
Varianza explicada (%)	40	14	10	9	8	5
Varianz. acum. expl. (%)	40	54	64	73	81	86

Los demás factores ya explican varianzas inferiores al 10 %. Así, el cuarto factor explica un porcentaje de varianza del 9 % y viene definido en su parte negativa por el

pH en agua y en KCl, por lo que se trata de un factor que refleja el balance ácido-base del suelo. El quinto factor explica un 8 % de la varianza y se encuentra definido en su parte positiva por el $q\text{CO}_2$ y el fósforo asimilable, por lo que reflejaría la relación entre la disponibilidad de nutrientes y el estado metabólico del suelo. El sexto factor explica únicamente un 5 % de la varianza y viene definido en su parte positiva por el nitrógeno mineralizado, por lo que reflejaría la disponibilidad inmediata de nitrógeno.

Es importante resaltar que la estructura de factores obtenida es similar a la que encontraron Trasar-Cepeda et al. (2000) para los suelos *climax* de Galicia, lo que puede indicar que más que el uso o la vegetación del suelo, la asociación entre variables viene condicionada por algún factor de tipo macroclimático.

En la Tabla 62 se puede observar el análisis de componentes principales efectuado para las propiedades generales y bioquímicas de los 35 suelos de prado de elevada intensidad de manejo analizados. Los cinco factores extraídos en dicho análisis explican un 76 % de la varianza.

El primer factor explica el 30 % de la varianza total y viene definido en su parte positiva por las actividades catalasa, deshidrogenasa, β -glucosidasa, invertasa, proteasa-caseína, fosfodiesterasa, fosfomonoesterasa y arilsulfatasa, así como por la respiración y la mineralización de nitrógeno. Se trata de un factor asociado a la mayoría de las propiedades bioquímicas del suelo y se encuentra relacionado con el tamaño y actividad de la población microbiana.

El segundo factor explica el 16 % de la varianza y viene definido en su parte positiva por el contenido en óxidos de hierro y aluminio. Este factor se encuentra, por tanto, asociado al material de partida y a los procesos de alteración del suelo.

Cabe destacar que el carbono y el nitrógeno presentan *loadings* bastante elevados tanto en el primer (0.59 y 0.66, respectivamente) como en el segundo factor (0.57 y 0.59, respectivamente).

El tercer factor explica el 12 % de la varianza y viene definido en su parte positiva por el pH en agua y en KCl por lo que se trata de un factor que depende, mayoritariamente, del estado ácido-base del suelo.

El cuarto factor explica un 11 % de la varianza y se encuentra predominantemente definido en su parte positiva por la ureasa y la proteasa-BAA por lo

que este factor indica el proceso de degradación de los compuestos de nitrógeno de bajo peso molecular.

Tabla 62. Resultados del análisis de componentes principales para los prados de elevada intensidad de manejo.

	Factor				
	I	II	III	IV	V
<i>Carbono lábil</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>C-biomasa</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Respiración</i>	0.72	NS	NS	NS	NS
<i>qCO₂</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Catalasa</i>	0.79	NS	NS	NS	NS
<i>Deshidrogenasa</i>	0.81	NS	NS	NS	NS
<i>Mineralización de N</i>	0.72	NS	NS	NS	NS
<i>Celulasa</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>β-glucosidasa</i>	0.85	NS	NS	NS	NS
<i>Invertasa</i>	0.75	NS	NS	NS	NS
<i>Proteasa-caseína</i>	0.83	NS	NS	NS	NS
<i>Proteasa-BAA</i>	NS	NS	NS	0.87	NS
<i>Ureasa</i>	NS	NS	NS	0.80	NS
<i>Fosfodiesterasa</i>	0.79	NS	NS	NS	NS
<i>Fosfomonoesterasa</i>	0.79	NS	NS	NS	NS
<i>Arilsulfatasa</i>	0.76	NS	NS	NS	NS
<i>pH (H₂O)</i>	NS	NS	0.87	NS	NS
<i>pH (KCl)</i>	NS	NS	0.84	NS	NS
<i>Carbono</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Nitrógeno</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>C/N</i>	NS	NS	NS	NS	0.78
<i>P asimilable</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Al₂O₃</i>	NS	0.81	NS	NS	NS
<i>Fe₂O₃</i>	NS	0.71	NS	NS	NS
<i>Arcilla</i>	NS	NS	0.70	NS	NS
<i>Arena</i>	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Varianza explicada (%)</i>	30	16	12	11	7
<i>Varianza acum. explicada (%)</i>	30	46	58	69	76

La biomasa se reparte entre el primer y en el cuarto factor (*loadings* de 0.58 y 0.64, respectivamente), que son los factores en los que se sitúan, mayoritariamente, las

actividades enzimáticas, lo que corrobora que estas últimas se encuentran estrechamente ligadas al metabolismo microbiano.

El quinto factor explica un 7 % de la varianza y se encuentra definido en su parte positiva por la relación C/N.

En la Figura 89 se puede observar una comparación entre los análisis de componentes principales de los suelos de elevada y de baja intensidad de manejo, empleando el primer y segundo factor del ACP de los suelos de prados de elevada intensidad de manejo y el primer y tercer factor del ACP de los suelos de baja intensidad de manejo. Estos ejes han sido escogidos por dos motivos: Son los ejes en donde se concentran las propiedades bioquímicas y la materia orgánica del suelo y, además, son dos factores que se corresponden en cuanto a las propiedades que tienen preponderancia en ellos.

Como se ha visto anteriormente, las alteraciones causadas en el suelo por un intenso manejo afectan directamente a varias variables particulares del suelo (materia orgánica y propiedades bioquímicas del suelo), pero además, tienen repercusiones en el comportamiento general del suelo, debido a las complejas relaciones que tienen lugar entre sus componentes. Así, a partir de los datos de los análisis de componentes principales en suelos de baja y de elevada intensidad de manejo se puede observar que el manejo del suelo ha ocasionado cambios cualitativos en las propiedades bioquímicas de los segundos. Así, mientras que en los prados de baja intensidad de manejo se observa la presencia de una región en donde se concentran las propiedades bioquímicas y la materia orgánica, en los prados de elevada intensidad de manejo esta única región no existe, sino que se ha producido una disociación, que se puede interpretar en términos de la existencia de una menor interdependencia entre la materia orgánica y las propiedades bioquímicas. De este modo, en los prados de elevada intensidad de manejo se produce, por una parte una fuerte asociación de la materia orgánica con la actividad de varios enzimas (β -glucosidasa, invertasa, proteasa-caseína, fosfodiesterasa, fosfomonoesterasa, catalasa, deshidrogenasa) y con la respiración y por otra parte una fuerte asociación entre los óxidos de aluminio e hierro y algunas de las propiedades bioquímicas ($q\text{CO}_2$, celulasa, proteasa-BAA, ureasa y carbono lábil) que se han alejado de la situación que presentaban en los prados de baja intensidad de manejo. Además, cabe destacar que en los prados de elevada intensidad de manejo existe una propiedad (C-biomasa) que se encuentra en una situación intermedia entre ambos grupos.

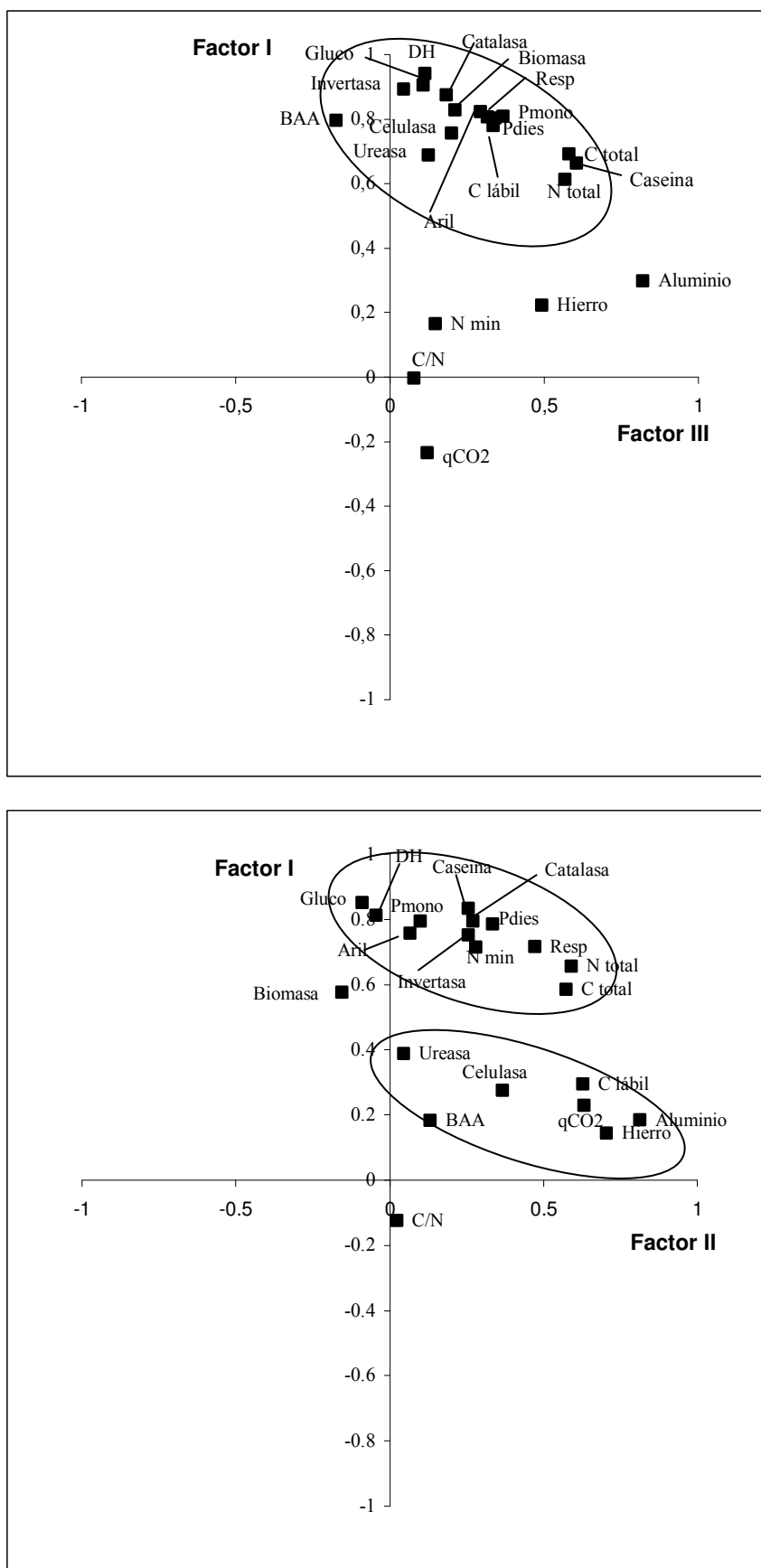


Figura 89. Comparación entre el análisis de componentes principales de los prados de baja intensidad de manejo (figura superior) y de elevada intensidad de manejo (figura inferior).

La Figura 89 está reflejando que en los prados de elevada intensidad de manejo se producen cambios cualitativos de importancia con respecto a la situación de cuasi-equilibrio natural que se da en un sistema de escasa intervención antropogénica como es el caso de los prados de baja intensidad de manejo. De esta forma, propiedades como el carbono lábil y las actividades celulasa, proteasa-BAA y ureasa que se encontraban, en el caso de los prados de baja intensidad de manejo en el mismo eje del análisis de componentes principales que el resto de las propiedades bioquímicas han pasado, en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo a encontrarse en un eje diferente al de la mayoría de las propiedades bioquímicas (eje 2 en el caso del carbono lábil, eje 3 en el caso de la celulasa y eje 4 en el caso de la proteasa-BAA y de la ureasa). Los resultados obtenidos para el caso de la proteasa-BAA y de la ureasa confirman (como se había apuntado en el apartado 5.3) que los compuestos nitrogenados de bajo peso molecular siguen, en este tipo de suelos, mecanismos de regulación diferentes al de otros compuestos.

En síntesis, los resultados del análisis de componentes principales indican claramente que se ha producido una alteración cualitativa de las propiedades bioquímicas del suelo, que posiblemente acarrea una alteración en el normal funcionamiento del ciclo de nutrientes y afecte a la estabilidad del sistema edáfico, dando lugar a lo que se puede llamar según García-Álvarez e Ibáñez (1994) una pérdida de autoorganización del suelo. Desafortunadamente, el análisis de componentes principales no permite cuantificar las alteraciones que se han producido en el suelo, por lo que se han buscado otros métodos para evaluar la calidad bioquímica de los suelos de prado estudiados, lo que será tratado el próximo apartado.

4.5. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS SUELOS DE PRADO

En los suelos de elevada intensidad de manejo se ha producido un descenso de materia orgánica y, como consecuencia, la disminución de los niveles de las propiedades bioquímicas con respecto a los prados de baja intensidad de manejo, lo que indica que se ha producido un proceso de degradación, que se debería de traducir en diferencias cualitativas en el equilibrio bioquímico de los suelos. Desafortunadamente, y, a pesar de la gran cantidad de estudios que existen sobre esta materia, como apuntan Gil-Sotres et al. (2005) en una reciente revisión sobre este tema, resulta muy

complicado cuantificar la magnitud de la calidad del suelo y, como consecuencia de cambios en el nivel de esta calidad, medir la degradación del suelo

Como es bien sabido, para evaluar la calidad del suelo en base a sus propiedades bioquímicas no se puede emplear una sola propiedad bioquímica (Nannipieri et al., 2002; Gil-Sotres et al., 2005), debido a la elevada variabilidad que éstas presentan, si no que se deben emplear índices que agrupen a varias propiedades. Esto hace que generalmente se recomiende la medición simultánea de varias propiedades bioquímicas (Nannipieri et al., 1990) con objeto de buscar expresiones que combinen dichas medidas en fórmulas sencillas que expresen la calidad del suelo. Los estudios parten de la hipótesis de que el equilibrio bioquímico, que es característico de un sistema maduro y estable (Fedoroff, 1987), puede expresarse matemáticamente como una combinación de propiedades bioquímicas. Este tipo de expresiones matemáticas que relacionan las propiedades bioquímicas del suelo con su calidad han sido compiladas por autores como Nannipieri et al. (2002). Algunas de las expresiones más frecuentemente empleadas han sido el índice de fertilidad biológica o el número promedio de actividad de Beck (ambos revisados en profundidad por Nannipieri et al., 2002). En el caso de los suelos *climax* de Galicia, Trasar-Cepeda et al. (1998) han encontrado que se verifica la siguiente ecuación de equilibrio bioquímico:

$$\text{Nitrógeno total} = 0.38 \cdot 10^{-3} \cdot \text{C-biomasa} + 1.40 \cdot 10^{-3} \cdot \text{N mineralizado} + 13.60 \cdot 10^{-3} \cdot \text{fosmomonoesterasa} + 8.90 \cdot 10^{-3} \cdot \beta\text{-glucosidasa} + 1.60 \cdot 10^{-3} \cdot \text{ureasa}$$

Desafortunadamente, la ecuación de Trasar-Cepeda et al. (1998) no se puede emplear para evaluar el estado bioquímico de los suelos de prado, ya que ha sido obtenida para ecosistemas forestales. En la actualidad no se dispone, por lo tanto, de una ecuación que sirva para evaluar la degradación causada por el manejo en suelos de prado de elevada intensidad de manejo. Sin embargo, a partir de los datos de propiedades bioquímicas de suelos de prado de baja intensidad de manejo gallegos analizados en este trabajo y, empleando un procedimiento de regresión lineal *stepwise*, se ha obtenido la siguiente ecuación de equilibrio bioquímico, que relaciona el contenido de carbono con propiedades bioquímicas de los ciclos de carbono, nitrógeno

y fósforo (las unidades en las que se deben expresar las propiedades bioquímicas son las mismas que las empleadas en la sección de material y métodos):

$$\text{Carbono orgánico total} = 0.764 + 2.304 \cdot 10^{-3} \cdot \text{C-biomasa} + 0.936 \cdot \text{catalasa} + 0.017 \cdot \text{ureasa} + 0.206 \cdot \text{fosfomonoesterasa}$$

Esta ecuación explica un 96 % de la variabilidad del contenido en carbono de los suelos, sugiriendo la existencia de un equilibrio entre el contenido de carbono orgánico de los prados de baja intensidad de manejo gallegos y sus propiedades bioquímicas, parecido al existente en los suelos *climax* de Galicia. Además, esta ecuación cumple otros de los requisitos que frecuentemente se han enumerado para la selección de propiedades en este tipo de indicadores (Dick, 1994; Doran y Parkin, 1994; Brookes, 1995) que, además del elevado coeficiente de correlación, serían un bajo número de variables en la ecuación final y el empleo de parámetros que se puedan medir por medio de métodos simples, exactos y rápidos.

Si Ct es el carbono calculado con la expresión anterior, basándose en las propiedades bioquímicas de los suelos estudiados, y Cr es el carbono orgánico total, determinado mediante una modificación del método de Sauerlandt, se obtiene para la relación 100 (Ct/Cr) un valor medio de 100 ± 12 % para el caso de los prados de baja intensidad de manejo. Además, se obtiene que los contenidos de carbono teórico, calculados a partir de las propiedades bioquímicas, representan entre un 76 y un 124 % del real. En la Figura 90 se puede observar la distribución de los valores de 100 Ct/Cr para los suelos de prado de baja intensidad de manejo estudiados.

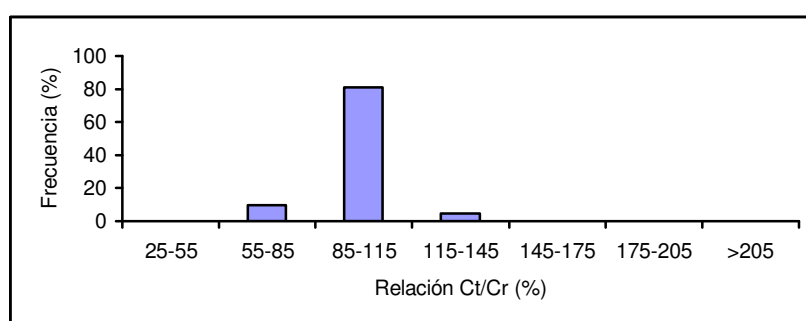


Figura 90. Distribución de frecuencias (en porcentaje) de los valores de Ct/Cr para los suelos de prado de baja intensidad de manejo.

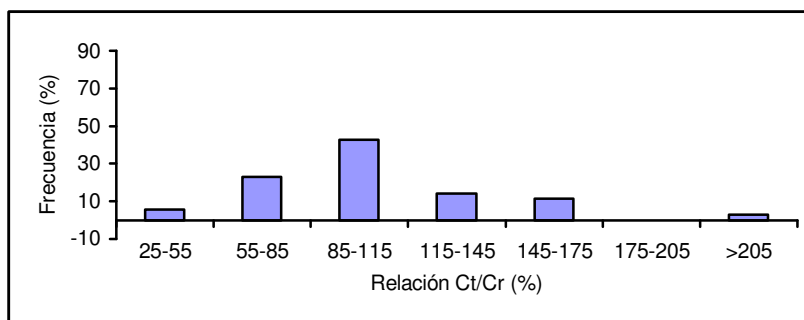


Figura 91. Distribución de frecuencias (en porcentaje) de los valores de Ct/Cr para los suelos de prado de elevada intensidad de manejo.

Aplicando la ecuación antes indicada a los suelos de prado de elevada intensidad de manejo se obtuvo un valor medio de 107 ± 36 % para la relación 100 (Ct/Cr). Esta relación no es muy diferente de la obtenida para el caso de los suelos de prado de baja intensidad de manejo. Sin embargo, los datos se encuentran distribuidos de forma muy diferente a lo que sucedía en el caso de los suelos de baja intensidad de manejo. En la Figura 91 se muestra la distribución de valores de 100 (Ct/Cr) para los suelos de prado de elevada intensidad de manejo. Los resultados obtenidos indican que algunos prados gallegos de elevada intensidad de manejo se encuentran en niveles de actividad bioquímica adecuados, un 43 % de los prados de elevada intensidad de manejo estudiados presentaron valores de 100 (Ct/Cr) de 85 a 115 %, comparables a los de prados de mínima distorsión antropogénica. Esto es debido a que en estos prados se produce una alteración mecánica limitada y una fertilización con dosis adecuadas de purín. Sin embargo, esta no es la situación mayoritaria en los prados de elevada intensidad de manejo gallegos, ya que se ha encontrado que un 57 % de los prados presentan una alteración del equilibrio característico de los ecosistemas pratenses gallegos. Los prados de elevada intensidad de manejo que presentan alteraciones del equilibrio bioquímico pueden exhibir dos tipos de comportamiento en cuanto a sus valores de Ct/Cr:

- a) Presentar valores de esta relación mayores del 115 %.
- b) Mostrar valores de esta relación menores del 85 %.

Los suelos que presentan valores de esta relación mayores del 115 % son los número 2, 5, 9, 16, 20 y 38, que son habitualmente muy fuertemente fertilizados con purín. En ellos, posiblemente, se origina un estado transitorio de elevada actividad microbiana y bioquímica (Leirós et al., 1999). Es decir, en estos suelos la población microbiana muestra una situación de “euforia”, con mayor actividad biológica de la que corresponde a su contenido en materia orgánica. Posiblemente, este estado no se pueda mantener a lo largo del tiempo y en estos suelos se tienda hacia un descenso de la población microbiana y/o de la mineralización de la materia orgánica. Los suelos que muestran valores de esta relación menores del 85 % corresponden a los prados que han sufrido una mayor fertilización inorgánica de lo que sería recomendable en ecosistemas pratenses manejados de manera sostenible (suelos 7, 10, 17, 21, 29, 33, 40, 41, 47, 63). En este tipo de suelos la actividad bioquímica se ha visto inhibida, de forma que estos suelos tienen menor actividad de lo que correspondería a su contenido en materia orgánica. En algunos casos la abundante fertilización inorgánica se debe a que se trata de prados que han sido recientemente implantados y, como es bien sabido (Mosquera et al., 1999), este tipo de suelos se caracteriza por recibir dosis de fertilizantes inorgánicos muy elevadas. Por otra parte, es un hecho conocido que los suelos que reciben fuertes fertilizaciones inorgánicas pueden ver reprimida su actividad bioquímica (Dick, 1992), aunque hasta ahora no se había puesto de manifiesto este efecto mediante una ecuación que relacione las propiedades bioquímicas con el contenido en materia orgánica.

4.6. EFECTO DEL CLIMA EN LAS PROPIEDADES BIOQUÍMICAS DE LOS SUELOS DE PRADO

En general, se considera que uno de los principales factores que influyen sobre las propiedades bioquímicas del suelo es el clima (Frank y Goffman, 1998; Wardle, 1998). Las variaciones climáticas entre zonas influyen en la temperatura y humedad del suelo, lo que afecta a la dinámica de las comunidades microbianas (Insam et al., 1989; Schimel y Clein, 1996) y causa la variación en las propiedades bioquímicas del suelo (McGill et al., 1986). Algunos autores (Zeller et al., 2001) incluso apuntan que en algunos prados los factores climáticos determinan el tamaño y actividad de la biomasa microbiana en mayor medida que el manejo.

Uno de los problemas a la hora de estudiar la influencia de las variables climáticas sobre las propiedades bioquímicas es que existen pocos estudios que aborden este tema y, cuando existen, suelen efectuarse a escala global, realizando estimaciones de datos climáticos y recopilando propiedades de otros estudios. En este tipo de trabajos (Wardle, 1992; Raich y Schlessinger, 1992) se ha comprobado la dependencia a escala global entre propiedades bioquímicas, como la respiración basal y el carbono asociado a la biomasa microbiana, y variables climáticas, como la temperatura o la precipitación. Sin embargo, sólo en contadas ocasiones se ha intentado relacionar las variables macroclimáticas con propiedades bioquímicas en zonas localizadas (Anderson y Domsch, 1986; Insam, 1990) y, cuando se ha hecho, se ha efectuado sólo con un pequeño número de propiedades (C-biomasa, respiración y $q\text{CO}_2$). Además, las relaciones entre variables macroclimáticas y propiedades bioquímicas pueden ser lineales (Wardle, 1992; Insam et al., 1989; Insam, 1990), pero también pueden seguir ecuaciones más complicadas (Davidson et al., 2000), lo que sin duda ha dificultado la realización de estudios que profundicen en las relaciones entre propiedades bioquímicas y variables macroclimáticas.

Con objeto de averiguar la influencia macroclimática en las propiedades bioquímicas de los suelos de prado gallegos se han calculado los coeficientes de correlación lineales entre propiedades bioquímicas y variables climáticas.

4.6.1. Estudio de las correlaciones entre propiedades bioquímicas y variables climáticas en suelos de prado gallegos

Las variables climáticas elegidas para estudiar la relación entre clima y propiedades bioquímicas han sido los siguientes: Altitud a la que se tomó la muestra, temperatura media anual, temperatura media de las máximas, temperatura media de las mínimas, precipitación media anual, evapotranspiración potencial media anual, índice de sequía en función de la producción vegetal e índice exponencial de eficacia térmica. Los valores de las variables climáticas elegidas para estudiar la relación entre clima y propiedades bioquímicas han sido tomados de Carballeira et al. (1983). La altitud del suelo ha sido tomada del Mapa Topográfico Nacional de España.

El índice de sequía en función de la producción vegetal (C_p) es un coeficiente que se calcula como (Carballeira et al., 1983):

$$C_p=(D-e)/(E-e)$$

En donde D es la disponibilidad hídrica (mm), E es la evapotranspiración potencial (mm) y e es la evapotranspiración potencial residual (mm).

Si el índice de sequía en función de la producción vegetal presenta un valor mayor de 1 indica que no existe limitación hídrica de la producción (máxima actividad vegetativa), mientras que si registra valores entre 0 y 1 indica que se está en el punto entre el máximo de actividad y el momento de la paralización vegetativa por limitación hídrica (subsequía) y cuando es menor que cero significa que se ha rebasado el punto de paralización vegetativa (sequía).

Por otra parte, el índice exponencial de la eficacia térmica (U) se calcula de la forma siguiente (Carballeira et al., 1983):

$$U=\sum n_j 2^{(t_i-4/10)}$$

En donde t_i es la temperatura media de cada mes, n_j es el número de días de cada mes.

En las Tablas 63 y 64 se pueden observar los coeficientes de correlación entre propiedades bioquímicas y las anteriores variables climáticas para los suelos de prado de baja y de elevada intensidad de manejo, respectivamente.

En el caso de la influencia de la temperatura en las propiedades bioquímicas de los suelos de prado tanto de baja como de elevada intensidad de manejo, cabe destacar que las pocas correlaciones estadísticamente significativas encontradas son siempre de signo negativo, lo que coincide con lo encontrado por algunos autores (Insam et al., 1989; Insam, 1990; Kshattriya et al., 1992) que explican este hecho debido a que un incremento de temperatura causa una reducción de la producción, lo que origina una menor cantidad de sustratos metabolizables por los microorganismos del suelo. Sin embargo, la mayoría de los trabajos (Anderson y Domsch, 1986; Wardle, 1992; Raich y Schlessinger, 1992; Jarvis et al., 1996) encuentran correlaciones positivas entre propiedades bioquímicas y variables climáticas, lo que estos autores atribuyen a que la

velocidad de descomposición de los microorganismos del suelo se ve favorecida por elevadas temperaturas, siempre que la humedad sea adecuada.

Tabla 63. Coeficientes de correlación lineal entre las propiedades bioquímicas y las variables climáticas para los suelos de prado de baja intensidad de manejo (* $p < 0.05$ ** $p < 0.01$ *** $p < 0.001$).

	<i>Altitud</i>	<i>T media</i>	<i>T max</i>	<i>T min</i>	<i>Precip</i>	<i>ETP</i>	<i>Cp</i>	<i>U</i>
<i>C lábil</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>C-bio.</i>	0.43*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Resp.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>k₁</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>k₂</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>qCO₂</i>	-0.43*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Cat.</i>	0.52**	NS	NS	-0.38*	NS	-0.41*	NS	NS
<i>Desh.</i>	0.43*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NH₄⁺ ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NH₄⁺ min.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NO₃⁻ ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NO₃⁻ min.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>N ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>N min.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Cel.</i>	0.44*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>β-glu.</i>	0.41*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Inver.</i>	0.61***	NS	NS	-0.40*	NS	-0.41*	NS	NS
<i>Cas.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>BAA</i>	0.64***	-0.40*	NS	-0.48*	NS	-0.46*	NS	NS
<i>Ure.</i>	0.40*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Pdies.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Pmono.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Aril.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Llama la atención la falta de correlaciones estadísticamente significativas entre la precipitación y las propiedades bioquímicas de los prados de baja intensidad de manejo. Otros estudios indican que la precipitación media anual se correlaciona positivamente (Wardle; 1992; Pande y Sharma, 1994) o negativamente (Insam et al., 1989) con varias propiedades bioquímicas. Sin embargo, en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo, sí que existen varias propiedades bioquímicas que dependen de la precipitación, variable con la que se correlacionan positivamente. En

cualquier caso, hay que señalar que en este tipo de prados el número de propiedades que se correlacionan con la precipitación es muy escaso, siendo la mayoría de las propiedades bioquímicas estudiadas independientes de esta variable.

Tabla 64. Coeficientes de correlación lineal entre las propiedades bioquímicas y las variables climáticas para los suelos de prado de elevada intensidad de manejo (* $p<0.05$ ** $p<0.01$ *** $p<0.001$).

	<i>Altitud</i>	<i>T media</i>	<i>T max</i>	<i>T min</i>	<i>Precip</i>	<i>ETP</i>	<i>Cp</i>	<i>U</i>
<i>C lábil</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>C-bio.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Resp.</i>	NS	NS	-0.34*	NS	0.43*	NS	-0.44**	NS
<i>k₁</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>k₂</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>qCO₂</i>	NS	NS	-0.42*	NS	0.42*	NS	-0.51***	NS
<i>Cat.</i>	NS	NS	-0.35*	NS	NS	NS	-0.40*	-0.39*
<i>Desh.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NH₄⁺ ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NH₄⁺ min.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	-0.34*	NS	NS
<i>NO₃⁻ ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>NO₃⁻ min.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>N ini.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>N min.</i>	NS	NS	-0.38*	NS	NS	NS	-0.34*	NS
<i>Cel.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-0.36*	NS
<i>β-glu.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Inver.</i>	NS	NS	NS	NS	0.49**	NS	-0.42*	NS
<i>Cas.</i>	NS	NS	-0.39*	NS	0.34*	NS	-0.44**	NS
<i>BAA</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Ure.</i>	0.34*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Pdies.</i>	NS	NS	NS	NS	0.39*	NS	NS	NS
<i>Pmono.</i>	NS	NS	NS	NS	0.39*	NS	NS	NS
<i>Aril.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS

Con respecto a la influencia de la altitud en las propiedades bioquímicas de los suelos de prados gallegos cabe indicar que, en el caso de los prados de baja intensidad de manejo, ésta se encuentra correlacionada de modo estadísticamente significativo y positivamente con bastantes propiedades bioquímicas, especialmente con las actividades enzimáticas del ciclo del carbono y del nitrógeno o con las actividades catalasa y deshidrogenasa. Además, existe una propiedad que presenta una correlación negativa

con la altitud que es el $q\text{CO}_2$. Sin embargo, en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo sólo se encuentra correlación entre la altitud y la ureasa. El efecto de la altitud en las propiedades bioquímicas de los suelos de prado no ha sido evaluado en otros trabajos, por lo que no es posible establecer comparaciones. Resulta lógico que la dependencia encontrada entre esta variable y las propiedades bioquímicas sea de signo contrario a la encontrada en el caso de la temperatura ya que a más altitud, en el caso de una similar latitud, es esperable una menor temperatura.

La evapotranspiración se correlaciona negativamente con algunas de las propiedades medidas, similarmente a lo encontrado por Insam (1990) para la respiración y la biomasa en suelos de diverso uso, aunque en los suelos de prado estudiados en este trabajo estas correlaciones se producen con otras propiedades.

El índice de sequía en función de la producción vegetal se correlaciona de forma estadísticamente significativa con bastantes propiedades bioquímicas en los prados de elevada intensidad de manejo, pero no se correlaciona con ninguna propiedad en los suelos de prado de baja intensidad de manejo. Las correlaciones estadísticamente significativas encontradas entre este índice y las propiedades bioquímicas son siempre de signo negativo. El hecho de que estas correlaciones sean de signo negativo es incoherente, ya que indicarían que en condiciones de sequía existiría una mayor actividad microbiana, lo que, además, es contrario a lo encontrado por otros autores (Wardle, 1992). No se ha podido encontrar ninguna explicación al hecho de que las correlaciones entre esta variable y las propiedades bioquímicas sean negativas.

En cuanto al índice térmico, las propiedades bioquímicas han mostrado una escasa dependencia con esta variable, ya que sólo la catalasa se encuentra negativamente correlacionada con el índice térmico, en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo. En el caso de los prados de baja intensidad de manejo no se ha encontrado ninguna correlación estadísticamente significativa.

Tal como se desprende de lo indicado anteriormente, los resultados obtenidos son muy variables de uno a otro grupo de prados. Por ejemplo, la actividad proteasa-BAA es una de las enzimas que se relaciona con un mayor número de estas variables en los suelos de prado de baja intensidad de manejo, pero, sin embargo, no se correlaciona con ninguna variable climática en el caso de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo. En el caso de la respiración la situación es la inversa, ya que las

correlaciones halladas son mucho mejores para el caso de los prados de elevada intensidad de manejo. Además, las variables climáticas más influyentes en las bioquímicas han variado según el manejo del suelo, de manera que variables climáticas bastante bien correlacionados con las propiedades bioquímicas como la altitud, en el caso de los suelos de baja intensidad de manejo, se convierten en poco influyentes en el caso de los suelos de alta intensidad de manejo o viceversa, en el caso de variables como la precipitación. Cabe destacar que, para algunas variables climáticas se encontraron más correlaciones con propiedades bioquímicas en el caso de los prados de elevada intensidad de manejo. Este hecho resulta sorprendente, ya que es de esperar que en prados de menor intervención antropogénica (los de menor intensidad de manejo) se produzca un equilibrio entre propiedades del suelo y clima, mientras que en prados manejados más intensivamente se origine una alteración de este equilibrio.

Uno de los problemas a la hora de abordar el estudio de la influencia del clima en los parámetros bioquímicos es que muchos de los trabajos existentes sobre este tema se han llevado a cabo con datos a escala global (Wardle, 1992; Raich y Schlessinger, 1992). Algunos estudios (Parkinson y Coleman, 1991) ponen de manifiesto que el macroclima afecta a las propiedades bioquímicas en regiones áridas y semiáridas en mucha mayor medida que en regiones de clima templado. Además, debe tenerse en cuenta que en otros estudios de áreas geográficas de reducido tamaño también se han obtenido correlaciones incongruentes entre clima y propiedades bioquímicas (Craine y Wedin, 2002). Por otra parte, se sabe que en suelos muy húmedos las relaciones entre parámetros climáticos y propiedades bioquímicas se ven distorsionadas (Clark y Gilmour, 1983; Insam et al., 1989) ya que en estas condiciones la descomposición se ve ralentizada.

Por tanto, la falta de resultados coherentes en este estudio acerca de la influencia del clima en las propiedades bioquímicas de los suelos de prado gallegos puede haberse debido, por lo tanto, al relativamente pequeño tamaño de Galicia o a la elevada humedad de muchas de las muestras analizadas. Ante la ausencia de resultados, en el siguiente apartado se plantea el estudio de las relaciones entre clima y propiedades bioquímicas del suelo de una forma diferente.

4.6.2. Relaciones entre propiedades bioquímicas y variables climáticas en suelos de prado gallegos. Estudio fitoclimático

De acuerdo con Carballeira et al. (1983), Galicia puede dividirse en varias regiones fitoclimáticas, de acuerdo con los datos climáticos de 124 estaciones meteorológicas. Para el estudio aquí planteado son de particular interés tres de esas regiones, ya que en ellas se han muestreado los 64 suelos analizados. Esas tres regiones fitoclimáticas se pueden caracterizar de la siguiente manera:

- a) Mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea: Ocupa una vasta extensión de la Galicia interior (interior de las provincias de Lugo y Orense). El clima en esta región presenta un suave carácter continental, con una temperatura media en el mes más frío inferior a 6 °C y niveles de precipitación anual mayores de 650 mm. La vegetación es de tipo Aestilignosa. Está representada por la alianza *Quercion robori-petrae*, cuya asociación típica es la *Quercetum roboris gallaecium*, con presencia de *Betula celtiberica* Rothm y, en algunas zonas de las provincias de Lugo y Orense, de *Castanea sativa* Miller, acompañados por *Daboecia cantabrica* Huds y *Ulex galii* Planchon.
- b) Atlántico europeo: Ocupa amplias zonas de las provincias de La Coruña, Lugo y norte de Pontevedra. Se trata de una región de influencia atlántica acusada, que presenta un régimen térmico muy suave, con una temperatura media en el mes más frío superior a 6 °C. La vegetación es parecida a la de la región de clima mediterráneo subhúmedo de tendencia centroeuropea, aunque se diferencia de ésta por la presencia de *Medicago marina* L., *Diotis candissima* Desf., *Helichrysum foetidum* L., *Gallactites tomentosa* Moench. y *Scolymus hispanicus* L. en su zona litoral (de Ribadeo a La Guardia).
- c) Mediterráneo subhúmedo con tendencia atlántica: Ocupa el litoral del sur de la provincia de Pontevedra y el valle del Miño. El régimen térmico es xérico, con una temperatura media en el mes más frío superior a 6 °C y un valor de precipitación media anual superior a 750 mm. Presenta vegetación de tipo esclerófilo, representada por la clase

Querceta ilicis. Como indicador de esta región se puede emplear el cultivo y distribución de las vides.

El número de muestra correspondiente a los suelos muestreados en prados de baja y de elevada intensidad de manejo en cada una de las tres regiones fitoclimáticas pueden observarse en la Tabla 65. En el caso de los prados de baja intensidad de manejo se encuentra que de los 29 suelos analizados, 16 fueron muestreados en la región de clima atlántico europeo, mientras que 13 se recogieron en la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea. De los 35 suelos de elevada intensidad de manejo analizados, 20 fueron recogidos en la región de clima atlántico europeo, 11 en la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea y 4 en la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia atlántica.

Tabla 65. Distribución de los suelos de prado de baja y elevada intensidad de manejo por regiones fitoclimáticas. Los números indican el número de muestra, de acuerdo con el ANEXO 1.

	<i>Atlánt. centroeuropeo</i>	<i>Medit. subhúmedo(tendencia centroeuropea)</i>	<i>Medit. subhúmedo(tendencia atlántica)</i>
<i>Baja intensidad manejo</i>	1, 4, 6, 8, 11, 12, 18, 19, 22, 31, 42, 43, 44, 45, 57, 58	13, 14, 27, 35, 36, 52, 53, 54, 55, 56, 59, 60, 61	No muestreado
<i>Elevada intensidad manejo</i>	2, 3, 5, 7, 9, 10, 15, 16, 17, 20, 21, 23, 25, 32, 33, 41, 46, 47, 48, 62	24, 26, 28, 29, 30, 34, 39, 40, 49, 50, 51	37, 38, 63, 64

En vista de la distribución del número de muestras en cada una de estas regiones y, debido al escaso número de muestras recogidas en la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia atlántica, se decidió efectuar comparaciones sólo entre las propiedades bioquímicas de suelos situados en las regiones climáticas atlántica europea y mediterránea subhúmeda con tendencia centroeuropea para cada uno de los dos tipos de manejo estudiados. En la Tabla 66 se observan los valores medios y la desviación estándar del contenido en carbono y de las propiedades bioquímicas obtenidos para los prados de baja intensidad de manejo, en cada una de las 2 regiones fitoclimáticas

consideradas. En la Tabla 67 se representan los resultados obtenidos para el caso de los prados de elevada intensidad de manejo.

Tabla 66. Valores medios y desviación estándar de las propiedades bioquímicas de suelos de prado de baja intensidad de manejo. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas.

	<i>Atlántico centroeuropeo</i>	<i>Medit. subhúmedo-centroeuropeo</i>
<i>Carbono</i> ¹	5.56±2.72a	5.88±3.12a
<i>C lábil</i> ²	275±98a	284±131a
<i>C-biomasa</i> ²	596±410a	801±514a
<i>Respiración</i> ³	404±172a	465±285a
<i>k₁</i> ⁴	16.4·10 ⁻⁴ ±6.8·10 ⁻⁴ a	16.6·10 ⁻⁴ ±4.8·10 ⁻⁴ a
<i>k₂</i> ⁴	11.6·10 ⁻⁴ ±5.6·10 ⁻⁴ a	10.7·10 ⁻⁴ ±3.1·10 ⁻⁴ a
<i>qCO₂</i> ⁵	3.55±1.54a	2.52±0.77b
<i>Catalasa</i> ⁶	1.46±0.71a	2.05±0.91a
<i>Deshidrogenasa</i> ⁷	0.70±0.30a	0.91±0.53a
<i>NH₄⁺ inicial</i> ²	4.88±2.54a	4.65±2.67a
<i>NH₄⁺ mineralizado</i> ²	2.13±6.17a	1.93±3.52a
<i>NO₃⁻ inicial</i> ²	3.83±1.97a	5.13±4.31a
<i>NO₃⁻ mineralizado</i> ²	12.01±13.15a	9.54±12.93a
<i>N inicial</i> ²	8.71±2.50a	9.78±5.97a
<i>N mineralizado</i> ²	14.14±12.30a	11.47±12.23a
<i>Celulasa</i> ⁸	0.215±0.099a	0.227±0.118a
<i>β-glucosidasa</i> ⁹	1.53±0.71a	2.01±0.88a
<i>Invertasa</i> ⁸	5.94±3.41a	9.27±4.96b
<i>Proteasa-caseína</i> ¹⁰	1.52±0.65a	1.32±0.51a
<i>Proteasa-BAA</i> ¹¹	18.02±9.25a	29.65±13.84b
<i>Ureasa</i> ¹¹	27.76±41.27a	43.82±50.52a
<i>Fosfodiesterasa</i> ⁹	0.77±0.35a	0.88±0.37a
<i>Fosfomonoesterasa</i> ⁹	5.51±2.32a	5.86±2.91a
<i>Arilsulfatasa</i> ⁹	0.54±0.32a	0.65±0.52a

¹ g 100 g⁻¹, ² mg kg⁻¹ suelo, ³ mg de C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ⁴ días⁻¹, ⁵ µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de C-biomasa⁻¹, ⁶ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹, ⁷ µmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁸ µmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹, ⁹ µmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹, ¹⁰ µmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹, ¹¹ µmoles NH₃ g⁻¹ h⁻¹.

En la Tabla 66 se observa que, en los prados de baja intensidad de manejo, las propiedades bioquímicas presentan una tendencia a ser más elevadas en el caso de los prados de la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea (es decir, en el interior de Galicia). Las diferencias son estadísticamente significativas en el

caso de las actividades invertasa y proteasa-BAA. Existen algunas propiedades que presentan el comportamiento contrario (mayor valor en el caso de los suelos situados en la región de clima atlántico europeo) que son: qCO_2 y las medidas de mineralización de nitrógeno. Además, en el caso del qCO_2 , las diferencias de valores entre suelos situados en diferentes regiones son estadísticamente significativas.

Tabla 67. Valores medios y desviación estándar de las propiedades bioquímicas de suelos de prado de elevada intensidad de manejo. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas.

	<i>Atlántico centroeuropeo</i>	<i>Mediterráneo subhúmedo centroeuropeo</i>
<i>Carbono</i> ¹	4.95±2.31a	3.56±1.40a
<i>C lábil</i> ²	286±126a	222±71a
<i>C-biomasa</i> ²	398±129a	315±136a
<i>Respiración</i> ³	365±135a	287±152a
<i>k₁</i> ⁴	17.7·10 ⁻⁴ ±7.6·10 ⁻⁴ a	17.3·10 ⁻⁴ ±7.9·10 ⁻⁴ a
<i>k₂</i> ⁴	11.4·10 ⁻⁴ ±5.1·10 ⁻⁴ a	11.5·10 ⁻⁴ ±6.1·10 ⁻⁴ a
<i>qCO₂</i> ⁵	4.00±1.69a	4.02±2.19a
<i>Catalasa</i> ⁶	1.55±0.48a	1.34±0.30a
<i>Deshidrogenasa</i> ⁷	0.61±0.23a	0.44±0.16a
<i>NH₄⁺ inicial</i> ²	6.29±7.71a	4.56±1.98a
<i>NH₄⁺ mineralizado</i> ²	-0.85±8.02a	3.53±5.63a
<i>NO₃⁻ inicial</i> ²	9.76±15.65a	4.45±4.57a
<i>NO₃⁻ mineralizado</i> ²	22.15±19.11a	9.50±10.85a
<i>N inicial</i> ²	16.05±22.31a	9.01±5.41a
<i>N mineralizado</i> ²	21.31±13.36a	13.03±10.41a
<i>Celulasa</i> ⁸	0.205±0.089a	0.212±0.091a
<i>β-glucosidasa</i> ⁹	1.47±0.59a	1.35±0.54a
<i>Invertasa</i> ⁸	5.88±2.74a	4.79±2.36a
<i>Proteasa-caseína</i> ¹⁰	1.22±0.48a	1.14±0.40a
<i>Proteasa-BAA</i> ¹¹	16.05±8.08a	17.64±8.82a
<i>Ureasa</i> ¹¹	15.71±9.53a	15.66±8.40a
<i>Fosfodiesterasa</i> ⁹	0.64±0.29a	0.48±0.18a
<i>Fosfomonoesterasa</i> ⁹	4.73±1.33a	3.76±1.35a
<i>Arilsulfatasa</i> ⁹	0.42±0.22a	0.26±0.14a

¹ g 100 g⁻¹, ² mg kg⁻¹ suelo, ³ mg de C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ⁴ días⁻¹, ⁵ µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de C-biomasa⁻¹, ⁶ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹, ⁷ µmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁸ µmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹, ⁹ µmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹, ¹⁰ µmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹, ¹¹ µmoles NH₃ g⁻¹ h⁻¹.

Estos resultados reflejan la importancia del clima como factor de formación en los suelos (Jenny, 1980), ya que la actividad bioquímica de los suelos de prado gallegos de baja intensidad de manejo es diferente según la región climática en la que se encuentren. La invertasa, la proteasa-BAA y el $q\text{CO}_2$ son parámetros bioquímicos particularmente dependientes del clima, lo que en el caso de este último había sido apuntado por Insam (1990) estudiando suelos dedicados a varios usos. Los mayores valores de propiedades bioquímicas en la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea indican que en ésta se dan condiciones climáticas más favorables para la actividad microbiana del suelo que en la región de clima atlántico europeo.

Sin embargo, debe tenerse en cuenta que las condiciones climáticas pueden ejercer no sólo un efecto directo sobre las propiedades bioquímicas del suelo (Frank y Goffman, 1998), sino que se puede producir un efecto indirecto debido a cambios en la cubierta vegetal, y, por lo tanto, en la cantidad y calidad de los exudados secretados por las raíces de la vegetación. De hecho se sabe que la vegetación pratense se ve alterada por factores como la altitud del prado, precipitación y temperatura (Fraga et al., 2000), por lo que las diferencias entre regiones fitoclimáticas podrían deberse a un efecto indirecto del clima.

En el caso de los suelos de prado de elevada intensidad de manejo (Tabla 67) se observa la tendencia contraria, es decir, las propiedades bioquímicas suelen ser mayores en suelos situados en la región de clima atlántico centroeuropeo (es decir, en el litoral de Galicia), aunque los valores son muy similares para ambos grupos. De hecho, contrariamente a lo encontrado para el caso de los prados de baja intensidad de manejo, no se observa ninguna diferencia estadísticamente significativa entre los dos grupos de suelos. Estos resultados probablemente están reflejando una desaparición de la dependencia entre las propiedades bioquímicas y el clima, posiblemente debida al efecto del manejo en los prados resemebrados.

Por otra parte, resulta interesante conocer cómo el manejo del suelo ha afectado a las propiedades bioquímicas en cada una de las dos regiones fitoclimáticas consideradas. Para ello en la Tabla 68 se presentan los valores medios y la desviación estándar del contenido en carbono y de las propiedades bioquímicas en la región de clima atlántico europeo para suelos de baja y de elevada intensidad de manejo. En la

Tabla 69 se ha hecho lo mismo para suelos situados en la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea.

Tabla 68. Valores medios y desviación estándar de las propiedades bioquímicas de suelos de prado situados en la región de clima atlántico europeo. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas.

	<i>Prados de baja int. de manejo</i>	<i>Prados de elevada int. de manejo</i>
<i>Carbono</i> ¹	5.56±2.72a	4.95±2.31a
<i>C lábil</i> ²	275±98a	285±126a
<i>C-biomasa</i> ²	596±410a	398±129a
<i>Respiración</i> ³	404±172a	365±135a
<i>k₁</i> ⁴	16.4·10 ⁻⁴ ±6.8·10 ⁻⁴ a	17.7·10 ⁻⁴ ±7.6·10 ⁻⁴ a
<i>k₂</i> ⁴	11.6·10 ⁻⁴ ±5.6·10 ⁻⁴ a	11.4·10 ⁻⁴ ±5.1·10 ⁻⁴ a
<i>qCO₂</i> ⁵	3.55±1.54a	4.00±1.69a
<i>Catalasa</i> ⁶	1.46±0.71a	1.55±0.48a
<i>Deshidrogenasa</i> ⁷	0.70±0.30a	0.61±0.23a
<i>NH₄⁺ inicial</i> ²	4.88±2.54a	6.29±7.71a
<i>NH₄⁺ mineralizado</i> ²	2.13±6.17a	-0.85±8.02a
<i>NO₃⁻ inicial</i> ²	3.83±1.97a	9.76±15.65a
<i>NO₃⁻ mineralizado</i> ²	12.01±13.15a	22.15±19.11a
<i>N inicial</i> ²	8.71±2.50a	16.05±22.31a
<i>N mineralizado</i> ²	14.14±12.30a	21.31±13.36a
<i>Celulasa</i> ⁸	0.215±0.099a	0.205±0.089a
<i>β-glucosidasa</i> ⁹	1.53±0.71a	1.47±0.59a
<i>Invertasa</i> ⁸	5.94±3.41a	5.88±2.74a
<i>Proteasa-caseína</i> ¹⁰	1.52±0.65a	1.22±0.48a
<i>Proteasa-BAA</i> ¹¹	18.02±9.25a	16.05±8.08a
<i>Ureasa</i> ¹¹	27.76±41.27a	15.71±9.53a
<i>Fosfodiesterasa</i> ⁹	0.77±0.35a	0.64±0.29a
<i>Fosfomonoesterasa</i> ⁹	5.51±2.32a	4.73±1.33a
<i>Arilsulfatasa</i> ⁹	0.54±0.32a	0.42±0.22a

¹ g 100 g⁻¹, ² mg kg⁻¹ suelo, ³ mg de C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ⁴ días⁻¹, ⁵ μg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de C-biomasa⁻¹, ⁶ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹, ⁷ μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁸ μmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹, ⁹ μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹, ¹⁰ μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹, ¹¹ μmoles NH₃ g⁻¹ h⁻¹.

En el caso de los suelos situados en la región de clima atlántico europeo (Tabla 68) se observa que el manejo no ha influido demasiado en las propiedades bioquímicas de éstos. Es posible observar un descenso de las propiedades bioquímicas en el caso de los prados manejados intensivamente, en relación a los prados de baja intensidad de

manejo, si bien este descenso es estadísticamente significativo sólo en el caso de la biomasa microbiana. El ligero descenso en las propiedades bioquímicas de los suelos de prados manejados de manera intensiva se puede atribuir al menor contenido en materia orgánica. Los datos, aparentemente, indican que en los suelos gallegos de elevada intensidad de manejo situados en la región climática atlántico europeo no se está produciendo un proceso de degradación importante, ya que los datos de los valores medios de las propiedades estudiadas son similares en prados de baja y de elevada intensidad de manejo. No obstante, cabe destacar que se ha producido un descenso estadísticamente significativo en el C-biomasa que es una propiedad que se ha señalado que puede ser indicadora temprana de procesos de pérdida de calidad del suelo (Sparling, 1992; Carter et al., 1999), ya que la biomasa microbiana tiene un tiempo de *turnover* mucho menor que el de la materia orgánica del suelo (Schnürer et al., 1985).

En el caso de los suelos situados en la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea (Tabla 69) se observa que un manejo intensivo conduce a un descenso de las propiedades bioquímicas del suelo, al igual que sucedía para el caso de los suelos situados en la región de clima atlántico europeo. En este caso, el descenso en los valores medios de las propiedades bioquímicas es mucho más acusado que el que se producía en el caso de los suelos de la región de clima atlántico europeo. Como se puede ver en la Tabla 69, se han producido descensos estadísticamente significativos en los valores medios de carbono y de diversos parámetros bioquímicos generales (C-biomasa y actividades catalasa y deshidrogenasa) y específicos (actividades β -glucosidasa, invertasa, proteasa-BAA, fosfodiesterasa, fosfomonoesterasa y arilsulfatasa) de los prados de elevada intensidad de manejo, con respecto a los valores medios de los prados de baja intensidad de manejo. Este hecho está revelando una mayor degradación en los suelos de elevada intensidad de manejo situados en la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea (interior de Galicia). Además, los prados de elevada intensidad de manejo presentaron un valor significativamente más elevado de $q\text{CO}_2$, lo que indica un mayor estrés metabólico en los prados de elevada intensidad de manejo. Al igual que sucedía en el caso de los suelos situados en la región de clima atlántico europeo, el descenso de las propiedades bioquímicas en suelos de prado manejados intensivamente debe atribuirse a que se ha producido un proceso de pérdida de materia orgánica.

Tabla 69. Valores medios y desviación estándar de las propiedades bioquímicas de suelos de prado situados en la región mediterránea subhúmeda con tendencia centroeuropea. Letras distintas en la misma fila indican diferencias estadísticamente significativas.

	<i>Prados de baja int. de manejo</i>	<i>Prados de elevada int. de manejo</i>
<i>Carbono</i> ¹	5.88±3.12a	3.56±1.40b
<i>C lábil</i> ²	284±131a	222±71a
<i>C-biomasa</i> ²	801±514a	315±136b
<i>Respiración</i> ³	465±285a	287±152a
<i>k₁</i> ⁴	16.6·10 ⁻⁴ ±4.8·10 ⁻⁴ a	17.3·10 ⁻⁴ ±7.9·10 ⁻⁴ a
<i>k₂</i> ⁴	10.7·10 ⁻⁴ ±3.1·10 ⁻⁴ a	11.5·10 ⁻⁴ ±6.1·10 ⁻⁴ a
<i>qCO₂</i> ⁵	2.52±0.77a	4.02±2.19b
<i>Catalasa</i> ⁶	2.05±0.91a	1.34±0.30b
<i>Deshidrogenasa</i> ⁷	.91±0.53a	0.44±0.16b
<i>NH₄⁺ inicial</i> ²	4.65±2.67a	4.56±1.98a
<i>NH₄⁺ mineralizado</i> ²	1.93±3.52a	3.53±5.63a
<i>NO₃⁻ inicial</i> ²	5.13±4.31a	4.45±4.57a
<i>NO₃⁻ mineralizado</i> ²	9.54±12.93a	9.50±10.85a
<i>N inicial</i> ²	9.78±5.97a	9.01±5.41a
<i>N mineralizado</i> ²	11.47±12.23a	13.03±10.41a
<i>Celulasa</i> ⁸	0.227±0.118a	0.212±0.091a
<i>β-glucosidasa</i> ⁹	2.01±0.88a	1.35±0.54b
<i>Invertasa</i> ⁸	9.27±4.96a	4.79±2.36b
<i>Proteasa-caseína</i> ¹⁰	1.32±0.51a	1.14±0.40a
<i>Proteasa-BAA</i> ¹¹	29.65±13.84a	17.64±8.82b
<i>Ureasa</i> ¹¹	43.82±50.52a	15.66±8.40a
<i>Fosfodiesterasa</i> ⁹	0.88±0.37a	0.48±0.18b
<i>Fosfomonoesterasa</i> ⁹	5.86±2.91a	3.76±1.35b
<i>Arilsulfatas</i> ⁹	0.65±0.52a	0.26±0.14b

¹ g 100 g⁻¹, ² mg kg⁻¹ suelo, ³ mg de C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ⁴ días⁻¹, ⁵ µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de C-biomasa⁻¹, ⁶ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹, ⁷ µmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁸ µmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹, ⁹ µmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹, ¹⁰ µmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹, ¹¹ µmoles NH₃ g⁻¹ h⁻¹.

Es llamativo observar las diferencias en el estado bioquímico de los prados de elevada intensidad de manejo gallegos, según la región fitoclimática en las que éstos se sitúen. Así, los datos obtenidos en este estudio parecen indicar que en los prados situados en las regiones interiores de Galicia se produce una degradación severa del suelo. Sin embargo, en los prados resemebrados situados en la Galicia litoral no se está originando esta situación, sino que el deterioro de la calidad del suelo está siendo mucho menor.

Para explicar las diferencias cuantitativas en los comportamientos de las propiedades bioquímicas en los suelos de prados del litoral y del interior de Galicia debe recurrirse al manejo, ya que a nivel de manejo de suelos de prado, existen diferencias entre la Galicia interior (de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea) y la Galicia litoral (de clima atlántico europeo). Las principales diferencias de manejo entre estas regiones de Galicia son las siguientes (Montserrat y Fillat, 1990; Muslera y Ratera, 1991; Mosquera et al., 1999):

- a) En los prados de elevada intensidad de manejo situados en la región litoral de Galicia se efectúan 2 cortes al año, cifra que en el interior asciende a 3 cortes anuales.
- b) El pastoreo, que en la costa generalmente es periódico (sistemas de pastoreo rotacionales) mientras que en el interior puede producirse durante todo el año.
- c) El ensilado del prado se produce al principio de primavera en la Galicia litoral y a finales de esta estación en la Galicia interior.

Esta última diferencia no afecta a la intensidad de manejo, y no debería ejercer una influencia importante en los valores de las propiedades bioquímicas. Sin embargo, los sistemas de corte y pastoreo son más intensivos en el interior de Galicia. Como se sabe, el empleo de cargas ganaderas moderadas puede mejorar las propiedades bioquímicas e incluso el contenido en materia orgánica de un prado (Derner et al., 1997; Ganjegunte et al., 2005), debido a que el pastoreo moderado incrementa la producción de exudados radiculares (Schuman et al., 1999; Denton et al., 1999). Por el contrario, un pastoreo excesivamente intensivo puede causar pérdida de la materia orgánica del suelo, debido a una excesiva desaparición de la cubierta vegetal, lo que acarreará una disminución de las propiedades bioquímicas del suelo (Biondini et al., 1998; Banerjee et al., 2000; Cao et al., 2004). Esta última es la situación de los suelos de prado gallegos situados en la región de clima mediterráneo subhúmedo con tendencia centroeuropea.

Por lo tanto, para preservar la calidad de los suelos de prado gallego deberían cambiarse los sistemas de manejo empleados en los prados del interior de Galicia hacia sistemas de manejo más sostenibles, ya que en los prados de elevada intensidad de

manejo situados en esa región se ha producido no sólo un descenso de actividad bioquímica sino también un descenso en la cantidad de materia orgánica. Como efecto principal de la degradación debe destacarse esta pérdida de materia orgánica, ya que empeora el nivel de nutrientes del suelo, su estructura y su capacidad de retención de agua.

4.7. ESTUDIO DE LA VARIACIÓN ESTACIONAL DE LAS PROPIEDADES DE LOS SUELOS DE PRADO GALLEGOS

Una vez visto el efecto global del manejo en las propiedades bioquímicas de los suelos de prado gallegos, el objetivo de los siguientes apartados es, por una parte, confirmar los resultados obtenidos anteriormente en otro experimento con un diseño diferente y, por otra parte, indagar sobre los efectos a corto plazo del manejo en las propiedades bioquímicas del suelo. Para ello, a continuación se discuten los datos relativos al experimento efectuado entre septiembre de 2003 y noviembre de 2004 en las localidades de Boimorto, Trabada y Rodeiro (véase sección de material y métodos para una descripción más exhaustiva del experimento).

4.7.1. Propiedades generales

Como se puede observar en la Tabla 70, los valores de pH, tanto en agua como en KCl, de los prados analizados en Trabada y en Rodeiro no son estadísticamente diferentes en el suelo fertilizado y en el suelo sin fertilizar. Esto puede llamar algo la atención debido a que en la implantación del prado es preciso emplear material encalante (Mosquera et al., 1999); sin embargo, los resultados sugieren que el efecto del encalado desaparece con el tiempo, posiblemente debido a la climatología gallega caracterizada por presentar precipitaciones, en general, superiores a 1500 mm anuales (Carballeira et al., 1983).

Por otra parte, los valores de materia orgánica claramente difieren entre cada una de las parejas de suelos estudiados, siendo significativamente menores en el caso de los prados fertilizados. Así, pues, los resultados confirman que en los prados manejados de forma más intensiva se produce una disminución de la materia orgánica del suelo, cuyas causas han sido explicadas anteriormente y que pueden resumirse en:

- a) El manejo intensivo lleva a la disminución de exudados radiculares (Mawdsley y Bardgett, 1997) en los prados fertilizados, debido a disminuciones en el tamaño de la masa radicular que están causadas por el empleo de fertilizantes inorgánicos (Ennik et al., 1980; Stewart y Metherell, 1999).
- b) El efecto del arado en los prados fertilizados crea un menor grado de agregación en el suelo (Gupta y Germida, 1988), lo que origina una mayor exposición física de la materia orgánica a la atmósfera favoreciendo su oxidación (van Veen y Paul, 1981). Paralelamente a la disminución de materia orgánica, y, como consecuencia, de la disminución de los microhábitats que la misma genera, se produce una disminución del tamaño de la población microbiana.

Tabla 70. Valores medios y desviación estándar de las propiedades físicas y químicas de los suelos de prado de Boimorto, Trabada y Rodeiro. Letras diferentes para la misma localidad y propiedad indican que la diferencia es estadísticamente significativa ($p > 95\%$).

	<i>Boimorto</i>		<i>Trabada</i>		<i>Rodeiro</i>	
	<i>Fertiliz.</i>	<i>No fertiliz.</i>	<i>Fertiliz.</i>	<i>No fertiliz.</i>	<i>Fertiliz.</i>	<i>No fertiliz.</i>
<i>pH (H₂O)</i>	5.46±0.17a	5.08±0.25b	5.00±0.21a	5.13±0.16a	5.28±0.21a	5.37±0.16a
<i>pH (KCl)</i>	4.27±0.13a	3.93±0.11b	3.83±0.14a	3.96±0.10a	4.14±0.11a	4.28±0.11a
<i>C (%)</i>	6.36±1.35a	7.32±1.29b	4.39±0.84a	7.73±0.99b	7.75±0.81a	10.00±0.76b
<i>N (%)</i>	0.524±0.091a	0.526±0.118a	0.366±0.032a	0.606±0.055b	0.669±0.042a	0.871±0.042b
<i>C/N</i>	12±2a	14±2a	12±2a	13±2a	12±2a	12±2a

En cuanto a las relación C/N, se obtuvo que ésta no difiere estadísticamente entre las parejas de suelos estudiadas, lo que indica, análogamente a lo que se había encontrado anteriormente para el estudio de 64 suelos repartidos por la geografía gallega, que suelos de prado con historiales muy diferentes de fertilización y pastoreo presentan similares valores de relación C/N, sugiriendo que el manejo causa alteraciones proporcionales en la cantidad de nitrógeno y de carbono presente en los suelos de prado. Esto no se cumple en el caso de los suelos analizados en Boimorto, en donde el prado fertilizado y el prado sin fertilizar presentan similares contenidos en nitrógeno, pese a poseer contenidos claramente diferentes en carbono (Tabla 70).

4.7.2. Propiedades bioquímicas

En la Tabla 71 se observa que los prados fertilizados presentan, por lo general, menores valores medios de propiedades bioquímicas que las correspondientes parejas sin fertilizar, situación que ya se obtuvo cuando se estudiaron las propiedades bioquímicas de 64 prados repartidos por la geografía gallega. En el caso de los parámetros bioquímicos generales, las diferencias entre prados situados en la misma localidad son siempre estadísticamente significativas, excepto para el carbono lábil en los prados situados en Boimorto, y la respiración basal, en el caso de los prados situados, en Rodeiro. En el estudio de los 64 prados repartidos por la geografía gallega no se habían obtenido diferencias estadísticamente significativas para el carbono lábil, pero sí que se había observado la misma tendencia de los datos, es decir, un menor valor de carbono lábil en los prados manejados de forma más intensiva.

Tabla 71. Valores medios y desviación estándar de las propiedades bioquímicas de los suelos de prado de Boimorto, Trabada y Rodeiro. Diferentes letras para la misma localidad y propiedad indican que la diferencia es estadísticamente significativa ($p > 95\%$).

	Boimorto		Trabada		Rodeiro	
	Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No Fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.
<i>C lábil</i> ¹	292±32a	347±27a	291±32a	402±75b	305±35a	418±70b
<i>C-bio.</i> ¹	167±138a	710±146b	511±104a	1097±175b	685±276a	1434±410b
<i>Resp.</i> ²	304±60a	578±124b	377±127a	612±245b	417±141a	579±192a
<i>qCO₂</i> ³	6.07±3.24a	3.53±1.00b	3.06±0.98a	2.42±1.16b	2.88±1.64a	1.82±0.82b
<i>Cat.</i> ⁴	1.48±0.34a	2.39±0.90b	1.73±0.57a	2.64±0.56b	1.83±0.42a	2.89±0.58b
<i>Desh.</i> ⁵	0.39±0.09a	0.67±0.15b	0.48±0.15a	0.74±0.24b	0.57±0.10a	1.08±0.33b
<i>N min.</i> ¹	16.43±5.00a	13.04±5.80a	23.38±5.73a	15.70±7.42a	22.31±6.78a	21.58±6.38a
<i>Cel.</i> ⁶	0.221±0.055a	0.300±0.061b	0.196±0.034a	0.283±0.056b	0.240±0.049a	0.226±0.080a
<i>β-glu.</i> ⁷	1.08±0.10a	2.19±0.46b	1.46±0.36a	2.42±0.79b	1.86±0.55a	2.09±0.66a
<i>Inver.</i> ⁶	6.87±1.84a	9.01±1.56b	4.96±1.28a	10.44±1.75b	8.29±1.53a	11.78±2.07b
<i>Cas.</i> ⁸	0.91±0.20a	1.43±0.29b	1.03±0.27a	1.79±0.43b	1.41±0.29a	1.65±0.29a
<i>BAA</i> ⁹	20.28±4.47a	29.28±8.26a	20.18±5.98a	36.42±9.84b	38.86±12.55a	48.70±14.63a
<i>Ure.</i> ⁹	20.50±11.09a	63.82±26.83b	23.58±5.17a	69.12±31.23b	76.34±32.42a	124.09±64.49b
<i>Pdies.</i> ⁷	0.45±0.08a	0.77±0.17b	0.47±0.10a	1.31±0.38b	0.77±0.21a	1.35±0.34b
<i>Pmono.</i> ⁷	3.01±0.38a	5.68±1.04b	4.54±0.69a	8.07±1.71b	6.29±0.87a	9.61±1.43b
<i>Aril.</i> ⁷	0.40±0.08a	0.49±0.12a	0.26±0.07a	0.76±0.23b	0.64±0.14a	1.19±0.32b

¹ mg kg⁻¹ suelo, ² mg de C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de C-biomasa¹, ⁴ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹, ⁵ µmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁶ µmoles de glucosa g⁻¹ h⁻¹, ⁷ µmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹ h⁻¹, ⁸ µmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹, ⁹ µmoles NH₃ g⁻¹ h⁻¹.

Por otra parte, los valores de los parámetros bioquímicos específicos observados para los prados estudiados en Boimorto, Trabada y Rodeiro confirman lo encontrado en la primera parte de este estudio, es decir, la actividad enzimática de los suelos de prado fertilizados es menor que la de los prados sin fertilizar. Esta situación se produce en las tres localidades estudiadas para muchas de las actividades enzimáticas analizadas (invertasa, ureasa, fosfodiesterasa y fosfomonoesterasa) de manera estadísticamente significativa. Sin embargo, existen algunas actividades enzimáticas para las que no se producen diferencias estadísticamente significativas entre el prado fertilizado y el prado sin fertilizar, si bien esta situación no se produce nunca de forma simultánea en los prados pertenecientes a las tres localidades estudiadas. Los parámetros bioquímicos específicos que presentan valores que no difieren significativamente entre el prado fertilizado y el prado sin fertilizar son la actividad proteasa-BAA en Boimorto y Rodeiro y las actividades proteasa-caseína en Rodeiro y arilsulfatasa en Boimorto. Este diferente comportamiento puntual de algunas actividades enzimáticas no es extraño, ya que cada propiedad bioquímica se ve afectada de distinta manera por la interacción en las relaciones suelo-planta-herbívoro (Wardle y Barker, 1997), lo que se manifiesta en diferentes valores de actividad según la carga ganadera presente, la cantidad y tipo (orgánico o inorgánico) de fertilizante empleado y la composición botánica de los prados.

Cabe destacar que la pareja de prados de Trabada fue la que, en un mayor número de ocasiones, presentó diferencias estadísticamente significativas en los valores de sus propiedades bioquímicas entre el prado fertilizado y el prado sin fertilizar. Este resultado es lógico, ya que esta pareja de prados es la que presenta una mayor diferencia de contenido en carbono orgánico entre el prado fertilizado y el no fertilizado (Tabla 70), diferencia que, posiblemente sea debida a que la intensidad de manejo que ha presentado el prado fertilizado de Trabada es mayor que la de los prados fertilizados de Boimorto o de Rodeiro. El mayor descenso de contenido en carbono ha conducido, lógicamente, a una menor actividad bioquímica en el prado fertilizado de Trabada, ya que como se ha visto anteriormente, la actividad bioquímicas del suelo se encuentra fuertemente asociadas al contenido en materia orgánica del suelo.

Por otra parte, cabe destacar que los valores de las propiedades bioquímicas estudiadas fueron más elevadas en la pareja de prados de Rodeiro, que en las otras dos localidades, lo que se explica por el mayor contenido en carbono que presentan los

prados de Rodeiro, lo que, a su vez, podría ser efecto de una ralentización de la mineralización de la materia orgánica debido a la menor temperatura media anual que se registra en esta localidad. De acuerdo con los datos climáticos (MeteoGalicia 2003; 2004), en el año 2003 la temperatura media anual en Boimorto fue de 14.5° C, en Trabada de 14.0° C y en Rodeiro de 10.9° C, mientras que en el año 2004 la temperatura media anual de Boimorto fue de 13.2° C, en Trabada de 13.1° C y en Rodeiro de 11.2° C. Conviene aclarar que, debido a que no existen observatorios meteorológicos situados en las localidades de Boimorto, Trabada y Rodeiro, se han empleado como temperatura media de estas localidades la correspondiente a observatorios situados en las localidades de Sobrado dos Monxes, Taramundi y Mouriscade, que se han seleccionado por su cercanía a Boimorto, Trabada y Rodeiro, respectivamente.

4.7.3. Propiedades bioquímicas por unidad de carbono

Si se expresan los valores medios de las propiedades bioquímicas para cada uno de los seis prados estudiados por unidad de carbono, se pone de manifiesto que los prados de Trabada y Rodeiro se comportan de forma similar a los suelos de prado gallegos estudiados anteriormente, es decir, mayor valor de la relación carbono lábil/carbono (aunque este incremento no se verifica en el caso del prado fertilizado de Rodeiro) y de la actividad celulasa/carbono en los prados fertilizados, y similares valores del resto de las propiedades bioquímicas por unidad de carbono para ambos tipos de prados (Tabla 72).

El resultado anterior podría explicarse considerando que las parejas de suelos de Trabada y Rodeiro representarían un caso en el que ya se habría alcanzado un equilibrio entre el contenido en carbono y la actividad bioquímica del prado. Sin embargo, en el caso de la otra pareja de prados estudiados (Boimorto) se habría producido un descenso de actividad bioquímica en los prados fertilizados, que aún no se ha traducido en una disminución proporcional de la cantidad de carbono. De hecho, la pareja de prados de Boimorto es la que presenta una menor diferencia en el contenido de carbono entre el prado fertilizado y el prado sin fertilizar, y, como es bien sabido, los cambios en los valores de las propiedades bioquímicas se producen de manera más rápida que los cambios en los valores de contenido en carbono (Holt, 1997), por lo que los primeros son más rápidamente detectables. Estas consideraciones llevan a pensar que si se

continuase produciendo un intenso manejo en el prado fertilizado de Boimorto, sería de esperar que en éste se produjese a medio-largo plazo un descenso del contenido en materia orgánica, mientras que, por el contrario la actividad microbiana se mantendría en valores próximos a los que presenta actualmente. Esta hipotética disminución de materia orgánica en el prado fertilizado de Boimorto conduciría a relaciones propiedad bioquímica/carbono similares en el prado fertilizado y el prado sin fertilizar, como sucede en el caso de los prados estudiados en las localidades de Trabada y de Rodeiro.

Tabla 72. Valores medios y desviación estándar de las propiedades bioquímicas por unidad de carbono de los suelos de prado de Boimorto, Trabada y Rodeiro. Diferentes letras para la misma localidad y propiedad indican que la diferencia es estadísticamente significativa ($p > 95\%$).

	<i>Boimorto</i>		<i>Trabada</i>		<i>Rodeiro</i>	
	<i>Fertiliz.</i>	<i>No fertiliz.</i>	<i>Fertiliz.</i>	<i>No fertiliz.</i>	<i>Fertiliz.</i>	<i>No fertiliz.</i>
<i>C lábil/C¹</i>	0.47±0.08a	0.48±0.05a	0.69±0.17a	0.52±0.08b	0.40±0.05a	0.42±0.07a
<i>C-bio./C¹</i>	0.44±0.24a	0.98±0.23b	1.22±0.39a	1.44±0.30a	0.91±0.44a	1.44±0.39b
<i>Resp./C¹</i>	0.48±0.11a	0.79±0.16b	0.89±0.37a	0.77±0.27a	0.55±0.21a	0.58±0.16a
<i>Cat./C²</i>	23.6±6.1a	32.8±4.5a	41.9±18.0a	34.1±5.8a	23.6±4.6a	29.1±5.9a
<i>Desh./C³</i>	5.8±1.3a	9.2±2.0b	11.7±5.2a	9.6±2.7a	7.5±1.4a	10.8±2.8b
<i>N min./C⁴</i>	0.26±0.09a	0.18±0.08a	0.32±0.15a	0.20±0.09b	0.29±0.07a	0.22±0.07a
<i>Cel./C⁵</i>	3.52±0.86a	4.12±0.76a	4.63±1.12a	3.65±0.51b	3.13±0.64a	2.25±0.67b
<i>β-glu./C⁶</i>	17.4±3.4a	30.4±7.7b	35.0±12.7a	31.2±8.9a	24.5±8.7a	21.1±6.3a
<i>Inver./C⁵</i>	110±29a	123±16a	122±34a	130±24a	109±26a	118±17a
<i>Cas./C⁷</i>	14.5±3.4a	19.2±3.7b	24.4±8.2a	23.0±4.0a	18.3±2.8a	16.6±2.9a
<i>BAA/C⁸</i>	323±74a	399±104a	471±147a	480±151a	512±173a	495±166a
<i>Ure./C⁸</i>	325±171a	863±331b	557±165a	889±337a	999±445a	1242±629a
<i>Pdies./C⁶</i>	7.3±1.9a	10.5±2.6a	11.2±3.5a	16.8±3.9b	10.1±2.9a	13.5±3.0b
<i>Pmono./C⁶</i>	49±9a	79±17b	108±29a	104±17a	83±16a	97±16a
<i>Aril./C⁶</i>	6.6±1.5a	6.9±1.9a	6.3±2.5a	9.9±2.4b	8.3±1.6a	11.9±3.0b

¹ g 100 g⁻¹, ² mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ C h⁻¹, ³ µmoles de INTF g⁻¹ C h⁻¹, ⁴ mg de N min g⁻¹ C 10 días⁻¹, ⁵ µmoles de glucosa g⁻¹ C h⁻¹, ⁶ µmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹ C h⁻¹, ⁷ µmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹, ⁸ µmoles NH₃ g⁻¹ C h⁻¹.

4.7.4. Propiedades bioquímicas por unidad de carbono asociado a la biomasa microbiana

Al expresar los valores medios de las propiedades bioquímicas por unidad de carbono asociado a la biomasa microbiana (Tabla 73), se observa que éstas son mayores en el caso de los prados fertilizados que en el caso de los prados no fertilizados,

análogamente a lo que ocurría al estudiar los 64 prados distribuidos por toda Galicia. Esto se cumple en el caso de las tres parejas de suelos estudiadas, si bien las diferencias en el caso de los prados estudiados en Trabada no suelen ser estadísticamente significativas.

Tabla 73. Valores medios y desviación estándar de las propiedades bioquímicas por unidad de carbono asociado a la biomasa de los suelos de prado de Boimorto, Trabada y Rodeiro. Diferentes letras para la misma localidad y propiedad indican que la diferencia es estadísticamente significativa ($p > 95\%$).

	Boimorto		Trabada		Rodeiro	
	Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.
<i>C lábil/bio</i> ¹	1428±768a	511±123b	586±105a	379±111b	520±249a	311±95b
<i>Cat./bio</i> ²	6.9±3.50a	3.49±0.85b	3.43±1.03a	2.48±0.74b	3.06±1.51a	2.15±0.71b
<i>Desh./bio</i> ³	1.75±1.01a	0.49±0.31b	0.96±0.28a	0.70±0.26a	0.97±0.45a	0.80±0.30a
<i>N min./bio</i> ⁴	0.081±0.053a	0.020±0.011b	0.027±0.012a	0.014±0.007a	0.038±0.025a	0.016±0.006b
<i>Cel./bio</i> ⁵	1.04±0.51a	0.44±0.10b	0.40±0.10a	0.26±0.07b	0.39±0.16a	0.17±0.07b
<i>β-glu./bio</i> ⁶	5.03±2.26a	3.13±0.52b	2.93±0.72a	2.25±0.80a	3.11±1.53a	1.58±0.66b
<i>Inver./bio</i> ⁵	31.4±16.4a	13.1±2.94b	9.9±5.5a	9.7±5.1a	13.3±4.5a	8.7±2.3b
<i>Cas./bio</i> ⁷	4.22±2.16a	2.12±0.75b	2.08±0.57a	1.67±0.49a	2.36±1.05a	1.24±0.39b
<i>BAA/bio</i> ⁸	101.±62a	43±17b	43±21a	34±11a	66±38a	37±15b
<i>Ure./bio</i> ⁸	108±104a	94±44a	49±20a	64±31a	122±67a	88±39a
<i>Pdies./bio</i> ⁶	2.11±0.96a	1.12±0.31b	0.94±0.17a	1.21±0.39a	1.26±0.57a	0.99±0.32a
<i>Pmono./bio</i> ⁶	14.4±7.3a	8.4±2.4b	9.2±1.9a	7.5±1.9a	10.4±3.9a	7.1±1.8b
<i>Aril./bio</i> ⁶	1.90±0.94a	0.72±0.18b	0.51±0.13a	0.70±0.24a	1.07±0.49a	0.88±0.32a

¹ mg kg⁻¹, ² mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ C-biomasa h⁻¹, ³ μmoles de INTF g⁻¹ C-biomasa h⁻¹, ⁴ mg de N min mg⁻¹ C-biomasa 10 días⁻¹, ⁵ μmoles de glucosa g⁻¹ C-biomasa h⁻¹, ⁶ μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹ C-biomasa h⁻¹, ⁷ μmoles de tirosina g⁻¹ C-biomasa h⁻¹, ⁸ μmoles NH₃ g⁻¹ C-biomasa h⁻¹.

Los valores de las relaciones propiedad bioquímica/C-biomasa indican que la comunidad microbiana de los suelos de prado fertilizados presenta un metabolismo más activo que la de los suelos de prados sin fertilizar, pese a su menor tamaño en valor absoluto (Tabla 71). Esta situación concuerda con lo que se había observado anteriormente para los 64 suelos de prado recogidos por toda la geografía gallega y ha sido explicada anteriormente, es decir, los datos indican que la comunidad microbiana de los suelos de prado fertilizados probablemente se encuentra en condiciones de estrés fisiológico, o lo que es lo mismo, operando de manera inefectiva.

4.7.5. Variación estacional de las propiedades bioquímicas

Una vez determinado el efecto global del manejo sobre las propiedades bioquímicas de los suelos de prado gallego y, confirmado éste en un experimento estacional, se pretende establecer la influencia a corto plazo de las prácticas de manejo habituales (fertilización orgánica, fertilización inorgánica y pastoreo) sobre los suelos de prado gallegos. Sin embargo, para que sea posible llegar a conclusiones sobre el efecto del manejo a corto plazo, es un requisito previo, en este tipo de estudios, el separar la propia variabilidad estacional de las propiedades bioquímicas del efecto del manejo, por lo que en este apartado se estudiará el primero de estos factores.

Como se había indicado en la sección de resultados, las propiedades bioquímicas de los seis prados estudiados durante un año presentan una acusada variabilidad a lo largo del periodo de evaluación de sus propiedades, como suele ser habitual en estudios llevados a cabo durante periodos anuales (Dormaar et al., 1984; Rastin et al., 1988; 1990; Díaz-Molina, 2003). Esta variabilidad, que puede ser muy acusada en periodos de tiempo relativamente breves, como pueden ser dos meses (véanse los datos en la sección de resultados), complica la interpretación de los resultados y debe atribuirse, principalmente, al efecto de las variaciones climáticas estacionales, principalmente temperatura y precipitación, en la temperatura y humedad del suelo (Campbell et al., 1986), aunque también deben tenerse en cuenta variaciones en la entrada de residuos procedentes de la cobertura vegetal (Lynch y Pating, 1980; Franzluebbers et al., 1994) y variaciones en la actividad rizosférica de la propia vegetación (Bopaih y Shetty, 1991; Campbell et al., 1999).

Con objeto de averiguar si existe alguna pauta regular de tipo estacional en el comportamiento de las propiedades bioquímicas de los suelos de prado analizados, se calculan los valores medios de estas propiedades para cada una de las estaciones del año (otoño, invierno, primavera y verano). Sin embargo, por lo general, no se encontraron diferencias significativas entre las distintas estaciones del año, posiblemente debido a la alta variabilidad que presentan los datos dentro de cada estación. Además, el hecho de que cada una de las localidades estudiadas (Boimorto, Trabada y Rodeiro) se encontraba en el momento de la toma de muestra en distinta condición climática a las otras dos pudo haber originado que las pautas de variación estacional de las propiedades bioquímicas fueran diferentes en cada una de ellas. Este hecho también ha sido indicado

tanto por Anderson (1994) como por Banerjee et al. (2000) en estudios en los que se analiza la variabilidad estacional de prados situados en diferentes localidades.

La dificultad de plantear un estudio de estas características pone de manifiesto la necesidad de averiguar cuáles han sido las condiciones climáticas de las localidades de Boimorto, Trabada y Rodeiro durante el periodo de evaluación de las propiedades bioquímicas de los suelos, ya que, quizás, las condiciones climáticas de cada estación no han sido lo suficientemente homogéneas como para permitir establecer la existencia de un efecto estacional sobre las propiedades bioquímicas.

En la Figura 92 se observa la evolución de la temperatura y la precipitación media mensual en las localidades estudiadas durante el periodo 2003-2004, así como una comparación con los datos normalizados de temperatura y precipitación de estas mismas localidades.

De acuerdo con los datos de la Figura 92 se puede observar que a lo largo del periodo de estudio se ha producido alguna anomalía climática; así, durante los meses de septiembre de 2004 y de agosto de 2004 la precipitación fue muy superior a la que se registró en otros años. Sin embargo, la precipitación mensual en enero, febrero y marzo se situó muy por debajo de lo normal. Con respecto a la temperatura, cabe destacar que en el periodo de estudio ésta ha estado por encima de lo que suele ser habitual en estas localidades, especialmente en los meses de agosto y septiembre de 2003. Este tipo de irregularidades pueden explicar que, cuando se estudiaron las propiedades de los suelos de prado empleando una división en cuatro estaciones, no se hayan obtenido resultados concluyentes. Por otra parte, a partir de la Figura 92 se constata que las curvas de las temperaturas medias mensuales y de las precipitaciones medias mensuales presentaron una evolución temporal muy similar para las tres localidades estudiadas.

Así, pues, los datos de temperatura y precipitaciones en el periodo de estudio ponen de manifiesto la necesidad de plantear otra división estacional del mismo. A partir de esta idea, se ha decidido emplear la temperatura para dividir el año en tres estaciones de características climáticas diferenciadas: una cálida, otra fría y una tercera de temperaturas intermedias.

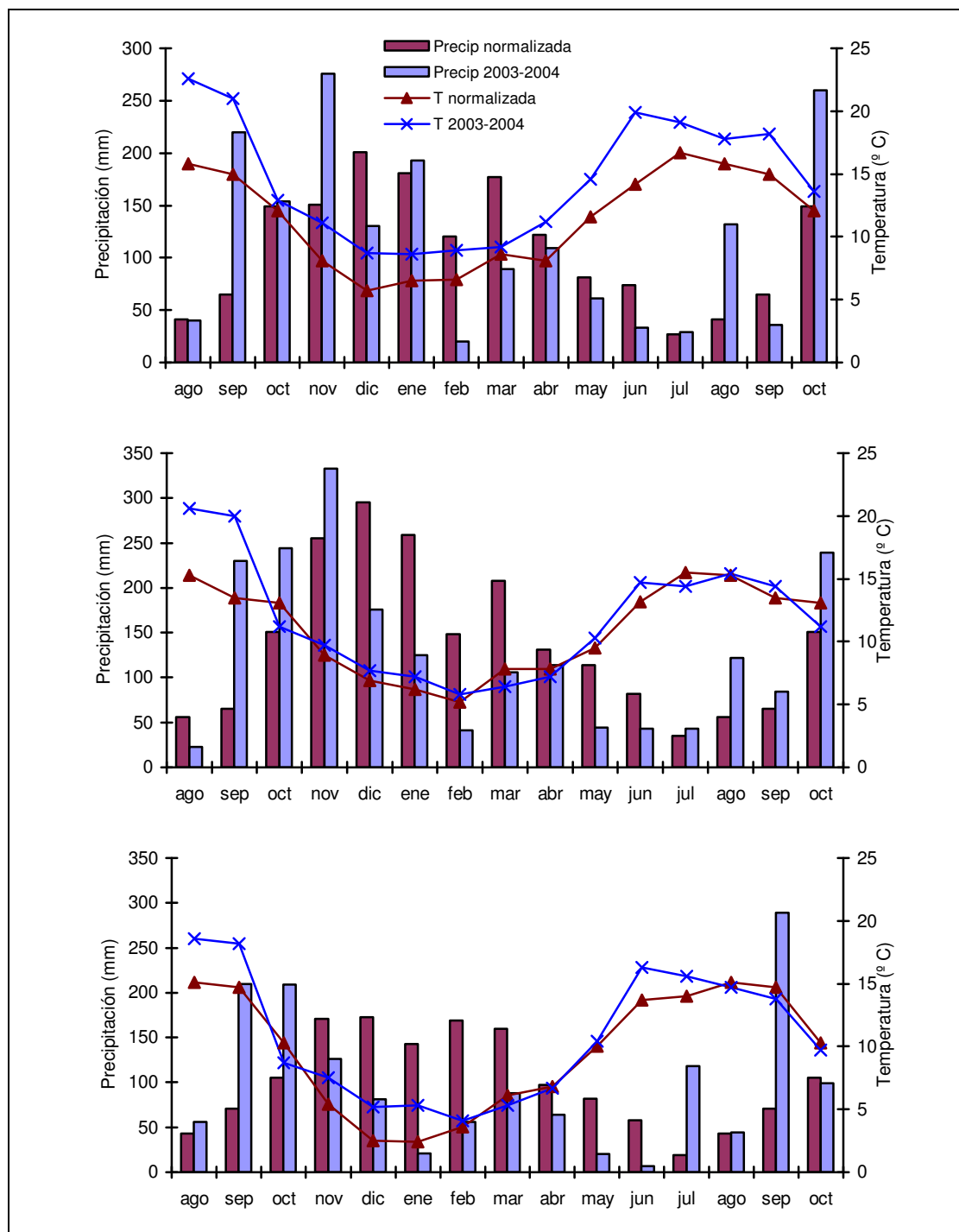


Figura 92. Evolución de la temperatura media mensual en el periodo de estudio (año 2003-2004) para las localidades de Boimorto (superior), Trabada (media) y Rodeiro (inferior).

En la Tabla 74 se puede observar la estación en la que queda encuadrado cada uno de los meses del año (cabe recordar que cada uno de esos meses se corresponde con un muestreo), de acuerdo con la división del año en tres periodos de temperatura diferenciada que se acaban de describir. En esta Tabla se aprecia que en Boimorto la

estación intermedia se adelanta un mes (iniciándose en abril de 2004) con respecto a las localidades de Trabada y Rodeiro, en donde se inicia en mayo de 2004.

Tabla 74. Temperaturas medias mensuales en Boimorto, Trabada y Rodeiro en el periodo de estudio. Cada uno de los colores corresponde a una de las tres estaciones en las que se ha dividido el año (el rojo indica la estación más cálida, el amarillo la intermedia y el verde la más fría).

<i>Temperatura</i>	<i>Boimorto</i>	<i>Trabada</i>	<i>Rodeiro</i>
<i>Agosto 2003</i>	22.6	20.6	
<i>Septiembre 2003</i>			18.2
<i>Octubre 2003</i>	12.9	11.2	8.7
<i>Noviembre 2003</i>	11.1	9.7	7.5
<i>Diciembre 2003</i>	8.7	7.7	5.2
<i>Enero 2004</i>	8.6	7.2	5.3
<i>Febrero 2004</i>	8.9	5.8	4.1
<i>Marzo 2004</i>	9.2	6.4	5.3
<i>Abril 2004</i>	11.2	7.2	6.7
<i>Mayo 2004</i>	14.6	10.3	10.4
<i>Junio 2004</i>	19.9	14.7	16.3
<i>Julio 2004</i>	19.1	14.4	15.6
<i>Agosto 2004</i>	17.8	15.4	14.7
<i>Septiembre 2004</i>	18.2	14.4	13.8
<i>Octubre 2004</i>	13.6	11.2	9.7

Por otra parte, en la Tabla 75 se muestran las medias de temperatura, precipitación y humedad del suelo en el momento de la toma de muestra, para cada una de las tres estaciones consideradas.

Tabla 75. Temperaturas, precipitación y humedad del suelo medias para cada una de las tres estaciones consideradas en el periodo septiembre de 2003 a noviembre de 2004.

	<i>Boimorto</i>	<i>Trabada</i>	<i>Rodeiro</i>
<i>T media estación cálida (°C)</i>	19.5	15.9	15.7
<i>T media estación intermedia (°C)</i>	12.7	10.6	9.1
<i>T media estación fría (°C)</i>	8.9	6.9	5.3
<i>Precip. media estación cálida (mm)</i>	54	63	49
<i>Precip. media estación intermedia (mm)</i>	172	195	172
<i>Precip. media estación fría (mm)</i>	108	112	71
<i>Humedad media estación cálida (%)</i>	34	21	64
<i>Humedad media estación intermedia (%)</i>	51	50	77
<i>Humedad media estación fría (%)</i>	58	63	93

Las Tablas 76, 77, 78 y 79 muestran los valores medios de las propiedades bioquímicas, expresados tanto en valores absolutos como relativos al contenido en carbono de los suelos, para los seis suelos de Boimorto, Trabada y Rodeiro y considerando tres estaciones climáticas diferenciadas a lo largo del periodo de estudio. A partir de esos datos se observa que, para una misma propiedad bioquímica, los suelos de prado tienen similares tendencias estacionales en cuanto a las épocas del año en las que se producen los mayores y los menores valores de éstas, independientemente de la localidad estudiada y del hecho de que hayan sido o no fertilizados.

Tabla 76. Valores medios de los parámetros bioquímicos generales en cada uno de los tres periodos anuales considerados. Valores seguidos de diferente letra para el mismo prado y propiedad indican que la diferencia es estadísticamente significativa ($p > 95\%$; test HSD de Tukey).

Est.		Boimorto		Trabada		Rodeiro	
		Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.
C lábil ¹	Cálida	284±36a	331±15a	278±39a	340±41a	300±19a	416±53a
	Intermedia	294±38a	344±34a	282±29a	412±21ab	300±32a	411±86a
	Fría	300±23a	369±18a	311±22a	456±89b	313±51a	425±87a
C-bio. ¹	Cálida	377±146a	793±128a	508±164a	1184±189a	904±319a	1759±384a
	Intermedia	172±96b	618±117a	496±57a	1024±71a	593±157a	1381±361ab
	Fría	249±82ab	719±161a	526±72a	1068±211a	540±183a	1152±260b
Resp. ²	Cálida	274±87a	496±102a	229±72a	343±105a	365±190a	447±85a
	Intermedia	303±33a	587±81a	409±58b	655±53b	404±67a	608±85a
	Fría	343±21a	667±150a	484±49b	846±145b	479±129a	689±264a
qCO ₂ ³	Cálida	2.90±1.09a	2.34±0.53a	1.69±0.30a	1.04±0.19a	1.43±0.25a	0.94±0.13a
	Intermedia	7.60±2.78b	3.62±0.98b	3.03±0.32b	2.36±0.29b	2.56±0.33ab	1.66±0.32ab
	Fría	5.57±2.18 ab	3.41±0.37ab	3.41±0.51b	3.02±0.88b	3.61±1.91b	2.22±0.77b
Cat. ⁴	Cálida	1.58±0.17a	2.47±0.15a	1.64±0.50a	2.19±0.52a	1.88±0.28a	2.97±0.50a
	Intermedia	1.35±0.38a	2.39±0.36a	1.53±0.70a	2.69±0.46ab	1.71±0.65a	2.74±0.86a
	Fría	1.53±0.47a	2.29±0.41a	1.98±0.55a	3.05±0.35b	1.87±0.41a	2.93±0.52a
Desh. ⁵	Cálida	0.40±0.05a	0.68±0.08a	0.43±0.18a	0.57±0.16a	0.57±0.06a	0.96±0.16a
	Intermedia	0.34±0.11a	0.62±0.17a	0.42±0.13a	0.72±0.29ab	0.54±0.19a	1.16±0.56a
	Fría	0.36±0.09a	0.72±0.20a	0.58±0.11a	0.94±0.10b	0.61±0.04a	1.14±0.26a
N min. ¹	Cálida	13.89±5.49a	7.45±2.39a	7.48±1.89a	11.54±6.32a	18.46±4.78a	20.07±9.09a
	Intermedia	16.56±5.68a	15.28±5.55b	16.20±4.21b	12.05±4.44a	21.50±4.96a	24.03±1.40a
	Fría	19.44±1.49a	17.24±3.65b	17.04±4.66b	21.37±7.05a	26.80±7.98a	21.14±6.26a

¹ mg kg⁻¹ suelo, ² mg de C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ µg de C-CO₂ desprendido h⁻¹ mg de C-biomasa¹, ⁴ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ h⁻¹, ⁵ µmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹.

Tabla 77. Valores medios de los parámetros bioquímicos específicos en cada uno de los tres periodos anuales considerados. Valores seguidos de diferente letra para el mismo prado y propiedad indican que la diferencia es estadísticamente significativa ($p > 95\%$; test HSD de Tukey).

Estación		Boimorto	Trabada	Rodeiro	Boimorto	Trabada	Rodeiro
		Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.
Cel. ¹	Cálida	0.244±0.083a	0.329±0.080a	0.196±0.033a	0.253±0.082a	0.245±0.060a	0.254±0.122a
	Intermedia	0.219±0.032a	0.283±0.024a	0.210±0.027a	0.315±0.019a	0.242±0.035a	0.207±0.050a
	Fría	0.196±0.025a	0.287±0.069a	0.185±0.042a	0.287±0.029a	0.234±0.058a	0.214±0.051a
β -glu. ²	Cálida	1.11±0.15a	2.45±0.57a	1.38±0.50a	2.28±0.97a	1.85±0.80a	1.75±0.47a
	Intermedia	1.02±0.05a	1.85±0.13a	1.37±0.30a	2.47±1.12a	1.77±0.43a	2.02±0.43a
	Fría	1.13±0.05a	2.29±0.40a	1.61±0.26a	2.51±0.27a	1.95±0.44a	2.49±0.83a
Inver. ¹	Cálida	8.40±2.10a	9.85±1.81a	5.02±1.21a	10.05±2.38a	9.17±1.76a	11.81±2.24a
	Intermedia	6.30±1.31ab	8.84±1.59a	4.81±1.17a	10.86±1.92a	8.02±0.73a	12.04±1.63a
	Fría	5.67±0.29b	8.18±0.85a	5.01±1.67a	10.50±1.06a	7.62±1.58a	11.54±2.61a
Cas. ³	Cálida	0.99±0.23a	1.28±0.23a	0.86±0.10a	1.43±0.42a	1.28±0.24a	1.61±0.20a
	Intermedia	0.86±0.26a	1.55±0.37a	1.10±0.36a	2.04±0.39a	1.48±0.13a	1.90±0.37a
	Fría	0.88±0.08a	1.46±0.22a	1.15±0.26a	1.96±0.19a	1.47±0.30a	1.50±0.20a
BAA ⁴	Cálida	20.65±5.34a	30.52±7.10a	23.97±6.40a	36.83±10.37a	41.20±15.94a	53.72±16.90a
	Intermedia	22.08±4.66a	31.78±10.27a	20.46±6.11a	38.26±13.53a	37.41±11.35a	48.84±16.09a
	Fría	17.57±2.00a	24.61±6.75a	16.17±3.03a	34.54±7.87a	37.67±12.27a	43.58±12.32a
Ure. ⁴	Cálida	19.85±6.27a	74.37±30.22a	26.93±6.23a	67.67±27.54a	85.25±40.50a	154.75±48.95a
	Intermedia	24.62±17.50a	58.21±21.50a	22.73±3.68a	81.37±51.00a	68.29±25.05a	140.57±90.29a
	Fría	16.17±4.24a	57.64±31.57a	20.92±7.77a	60.75±14.72a	73.86±33.68a	80.24±34.01a
Pdies. ²	Cálida	0.47±0.08a	0.80±0.09a	0.43±0.07a	1.16±0.41a	0.80±0.22a	1.36±0.26a
	Intermedia	0.39±0.06a	0.67±0.21a	0.42±0.10a	1.16±0.35a	0.60±0.08a	1.23±0.20a
	Fría	0.50±0.07a	0.83±0.17a	0.55±0.10a	1.58±0.25a	0.87±0.20a	1.44±0.50a
Pmono. ²	Cálida	2.82±0.41a	5.02±1.07a	4.00±0.53a	7.15±2.05a	5.96±0.69a	9.32±1.78a
	Intermedia	3.07±0.34a	5.71±0.72a	4.58±0.52ab	8.17±1.07a	6.17±0.77a	9.73±1.46a
	Fría	3.16±0.40a	6.48±0.94a	5.05±0.61b	8.92±1.57a	6.70±1.08a	9.80±1.33a
Aril. ²	Cálida	0.38±0.08a	0.45±0.06a	0.21±0.05a	0.66±0.19a	0.64±0.13a	1.13±0.25a
	Intermedia	0.37±0.05a	0.43±0.06a	0.23±0.06a	0.65±0.12a	0.54±0.10a	1.09±0.33a
	Fría	0.47±0.07a	0.63±0.14b	0.32±0.03b	0.95±0.22a	0.72±0.15a	1.32±0.39a

¹ μ moles de glucosa $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, ² μ moles de *p*-nitrofenol $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, ³ μ moles de tirosina $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$, ⁴ μ moles NH_3 $\text{g}^{-1} \text{h}^{-1}$.

En las Tablas 76, 77, 78 y 79 se observa que el comportamiento estacional de cada una de las propiedades bioquímicas es el mismo cuando se expresa en valor absoluto y cuando se expresa por unidad de carbono. Con respecto a estas dos observaciones, hay que puntualizar que, en general, aunque exista una tendencia en los

valores a favor de presentar mayores valores en una determinada época del año, tendencia que además se repite en la misma época en 4, 5 o 6 de los prados estudiados, de todos modos, las diferencias no son, en la mayoría de los casos, estadísticamente significativas. La ausencia de este tipo de diferencias posiblemente sea debido a la elevada variabilidad mensual que presentan las propiedades bioquímicas.

Tabla 78. Valores medios de los parámetros bioquímicos generales por unidad de carbono en cada uno de los tres periodos anuales considerados. Valores seguidos de distinta letra para el mismo prado y propiedad indican que la diferencia es estadísticamente significativa ($p > 95\%$; test HSD de Tukey).

Estación		Boimorto		Trabada		Rodeiro	
		Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.
<i>C láb./C¹</i>	Cálida	0.47±0.11a	0.46±0.03a	0.67±0.18a	0.50±0.06a	0.41±0.05a	0.42±0.08a
	Intermedia	0.44±0.08a	0.46±0.05a	0.61±0.09a	0.48±0.02a	0.38±0.05a	0.40±0.10a
	Fría	0.50±0.06a	0.53±0.05a	0.78±0.20a	0.57±0.10a	0.41±0.04a	0.44±0.04a
<i>C-bio./C¹</i>	Cálida	0.62±0.25a	1.10±0.21a	1.25±0.61a	1.74±0.17a	1.24±0.58a	1.75±0.39a
	Intermedia	0.25±0.12b	0.83±0.21a	1.09±0.28a	1.20±0.10b	0.74±0.19a	1.33±0.26a
	Fría	0.44±0.19ab	1.03±0.22a	1.29±0.23a	1.34±0.25b	0.73±0.26a	1.21±0.32a
<i>Resp./C¹</i>	Cálida	0.44±0.10a	0.68±0.11a	0.57±0.30a	0.50±0.10a	0.51±0.34a	0.45±0.09a
	Intermedia	0.45±0.06a	0.77±0.06ab	0.89±0.19ab	0.76±0.04b	0.51±0.10a	0.59±0.03ab
	Fría	0.58±0.11a	0.95±0.19b	1.20±0.27b	1.06±0.17c	0.61±0.08a	0.70±0.20b
<i>Cat./C²</i>	Cálida	26.2±6.6a	34.1±3.6a	40.8±19.1a	32.0±6.2a	25.2±3.9a	29.6±5.5a
	Intermedia	19.7±5.4a	31.8±6.2a	33.6±17.4a	31.3±4.7a	20.8±7.0a	26.8±9.6a
	Fría	25.1±5.2a	32.6±3.7a	49.7±17.6a	38.3±4.5a	24.2±3.4a	30.4±2.5a
<i>Desh./C³</i>	Cálida	6.6±0.9a	9.4±1.4a	10.8±6.9a	8.3±1.9a	7.6±1.0a	9.6±2.0a
	Intermedia	5.0±1.6a	8.3±2.6a	9.4±3.8a	8.4±3.2a	6.6±1.7a	11.0±4.4a
	Fría	6.0±0.9a	10.1±1.7a	14.4±3.9a	11.8±1.6a	8.1±1.2a	11.8±1.7a
<i>N min./C⁴</i>	Cálida	0.22±0.08a	0.10±0.03a	0.18±0.08a	0.16±0.07a	0.25±0.08a	0.20±0.10a
	Intermedia	0.25±0.09a	0.20±0.08b	0.35±0.10ab	0.14±0.05a	0.27±0.05a	0.24±0.03a
	Fría	0.33±0.07a	0.25±0.05b	0.42±0.15b	0.27±0.09a	0.34±0.03a	0.22±0.05a

¹ g 100 g⁻¹, ² mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹ C h⁻¹, ³ µmoles de INTF g⁻¹ C h⁻¹, ⁴ mg de N min g⁻¹ C 10 días⁻¹.

Tabla 79. Valores medios de los parámetros bioquímicos generales por unidad de carbono en cada uno de los tres periodos anuales considerados. Valores seguidos de distinta letra para el mismo prado y propiedad indican que la diferencia es estadísticamente significativa ($p > 95\%$; test HSD de Tukey).

Estación		Boimorto		Trabada		Rodeiro	
		Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.	Fertiliz.	No fertiliz.
Cel./C ¹	Cálida	3.94±1.05a	4.49±0.84a	4.61±0.83a	3.66±0.79a	3.31±0.85a	2.47±1.07a
	Intermedia	3.23±0.53a	3.73±0.31a	4.65±1.25a	3.68±0.23a	3.04±0.62a	2.00±0.37a
	Fría	3.37±0.96a	4.13±0.98a	4.64±1.49a	3.61±0.41a	3.02±0.52a	2.21±0.29a
β-glu./C ²	Cálida	18.3±3.5a	34.1±9.8a	34.4±18.8a	33.0±11.7a	25.8±14.3a	17.8±5.8a
	Intermedia	15.1±1.3a	24.7±3.8a	30.2±9.5a	28.5±11.7a	21.8±3.2a	19.6±3.2a
	Fría	19.2±4.0a	32.8±5.3a	39.4±7.4a	31.6±2.6a	25.5±4.6a	25.6±6.8a
Inver./C ¹	Cálida	136±24a	135±18a	120±38a	147±18a	125±36a	118±25a
	Intermedia	94±25b	116±12a	106±34a	126±17a	101±14a	117±11a
	Fría	96±20ab	117±10a	123±43a	132±12a	99±15a	119±15a
Cas./C ³	Cálida	15.9±1.7a	17.6±2.7a	20.5±5.3a	20.6±3.8a	17.1±2.5a	16.0±2.5a
	Intermedia	12.8±4.1a	20.4±4.5a	24.6±10.9a	23.6±3.6a	18.7±2.8a	18.5±3.8a
	Fría	15.0±3.8a	21.0±3.5a	28.2±8.1a	24.8±3.9a	19.2±3.3a	15.7±2.3a
BAA/C ⁴	Cálida	338±80a	422±102a	557±139a	551±183a	562±242a	544±215a
	Intermedia	328±85a	418±129a	437±125a	443±148a	481±174a	491±194a
	Fría	297±62a	348±74a	413±157a	438±119a	486±104a	450±100a
Ure./C ⁴	Cálida	326±98a	1016±366a	633±287a	973±279a	1146±559a	1560±603a
	Intermedia	370±278a	770±303a	492±104a	933±544a	873±334a	1375±806a
	Fría	269±59a	790±337a	533±196a	769±203a	953±450a	819±262a
Pdies./C ²	Cálida	7.7±0.5a	11.1±1.1a	10.5±3.5a	16.7±3.8ab	10.9±3.5a	13.5±2.6a
	Intermedia	5.8±1.2a	8.8±2.7a	9.3±2.9a	13.5±3.6a	7.6±1.9a	12.1±2.2a
	Fría	8.6±2.6a	12.1±2.9a	13.6±3.1a	19.7±2.1b	11.3±1.9a	14.7±3.6a
Pmono./C ²	Cálida	47±11a	70±18a	97±31a	103±19a	82±20a	94±24a
	Intermedia	45±4a	76±13a	100±20a	95±9a	77±7a	95±11a
	Fría	53±9a	93±14a	126±30a	112±20a	89±18a	102±8a
Aril./C ²	Cálida	6.2±1.2ab	6.2±1.1a	5.1±2.3a	9.5±1.7ab	8.5±1.1ab	11.3±2.8a
	Intermedia	5.5±1.0a	5.8±1.3a	5.3±2.0a	7.5±1.2a	6.8±1.2a	10.8±3.6a
	Fría	8.0±1.8b	9.1±2.1b	8.2±2.7a	11.9±2.6b	9.4±1.6b	13.6±2.6a

¹ μmoles de glucosa g⁻¹ C h⁻¹, ² μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹ C h⁻¹, ³ μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹, ⁴ μmoles NH₃ g⁻¹ C h⁻¹.

Con respecto al comportamiento estacional de las propiedades bioquímicas, se observa que éstas siguen tres tendencias diferentes. Así, hay propiedades que presentan mayores valores en la estación más cálida, caso del C-biomasa y de las actividades celulasa, proteasa-BAA y ureasa; propiedades cuyos mayores valores se producen en la

estación intermedia, caso de la proteasa-caseína y, finalmente, propiedades que son presentan mayores valores en la estación fría, que es el caso del carbono lábil, la respiración, actividad deshidrogenasa, mineralización de nitrógeno y actividades fosfodiesterasa, fosfomonoesterasa y arilsulfatasa. En el caso de otras de las propiedades bioquímicas estudiadas (catalasa, β -glucosidasa e invertasa) no se ha encontrado un marcado comportamiento estacional. El hecho de que se obtengan dos grupos principales de propiedades bioquímicas, uno con mayores valores en la estación más cálida y seca y otro con mayores valores en la estación más fría y lluviosa, parece poner de manifiesto la existencia de dos grupos de propiedades. Así, existe un grupo de propiedades en que se ven favorecidas por el incremento de temperatura del suelo, predominando este efecto sobre el desfavorable de la sequía (caso de aquéllas que presentan un mayor valor en la estación cálida) y otras que se ven favorecidas como consecuencia del elevado nivel de humedad del suelo en los meses más fríos. Con respecto a esto, cabe recordar que las propiedades bioquímicas del suelo se ven, en general, positivamente afectadas por una mayor temperatura y humedad, ya que ambas implican un mayor desarrollo microbiano (Insam, 1990) debido a la mayor disponibilidad de sustrato (Li y Sarah, 2003). Por el contrario, en suelos muy húmedos, como es el caso de los estudiados en la estación fría, también se puede producir un incremento de las propiedades bioquímicas del suelo (Cooper, 1972; Gupta et al., 1993; Patra et al., 1995), debido a los efectos positivos de la humedad en la estabilización de algunas enzimas (Gupta et al., 1993). El hecho de que existan propiedades que presentan un comportamiento estacional radicalmente contrario probablemente se deba a que las diversas propiedades bioquímicas estudiadas tengan distinta sensibilidad a la ausencia de un determinado nivel de humedad en el suelo, y, en el caso específico de las actividades enzimáticas, a que éstas tengan distintos orígenes, hipótesis ambas que han sido apuntadas en otros estudios (Li y Sarah, 2003).

Con respecto a las propiedades que presentaron máximos en la estación cálida (C-biomasa y actividades celulasa, proteasa-BAA y ureasa), cabe destacar que Ross et al. (1984), Kaiser et al. (1995), Joergensen et al. (1994) y Patra et al. (1995) encuentran también un mayor valor de C-biomasa en los meses más cálidos, si bien en otras ocasiones se han señalado escasas oscilaciones anuales de esta propiedad (Ross y Tate, 1993; Ross et al., 1995). Mucho más escasa es la bibliografía disponible para comparar los resultados obtenidos para enzimas que presentan máximos de actividad en la

estación más cálida (celulasa, proteasa-BAA y ureasa). Al respecto sólo cabe destacar que Ross et al. (1995) y Gil-Sotres (1997) encuentran valores mínimos de actividad en el mes de verano, resultados ambos contrarios a los que se han obtenido en este trabajo, si bien en el caso de este último trabajo las discrepancias pueden haberse debido a diferencias en la cubierta vegetal del suelo (suelos desarrollados bajo vegetación de robledal, en el caso de Gil-Sotres, 1997, frente a suelos de prado en el presente trabajo).

En cuanto a las propiedades que presentan máximos en la estación más fría, cabe destacar que en el caso del carbono lábil tanto Boone (1994) como Campbell et al. (1999) indican que el carbono lábil sigue pautas estacionales muy complejas, no ligadas a la temperatura o a la humedad del suelo, mientras que en el caso de la respiración se han encontrado resultados contradictorios. Así, mientras que Ross et al. (1984; 1995) encuentran elevados valores de respiración en la estación cálida, Maraun y Schern (1996) encuentran máximos en la estación más fría, mientras que Santruckova (1992) no encuentra tendencias claras de evolución para esta propiedad. En el caso de la mineralización del nitrógeno, las observaciones realizadas por otros autores (Ross et al., 1995; Jarvis et al., 1996; Li y Sarah, 2003) indican que ésta se encuentra influida por la humedad del suelo, de manera que disminuye en épocas en las que el suelo se encuentra más seco, análogamente a lo que se ha obtenido en este estudio. En el caso de las actividades enzimáticas, otros trabajos también han encontrado que son fuertemente dependientes de la estacionalidad. Así, Dormaar et al. (1984) obtienen mínimos de actividad deshidrogenasa en invierno, similarmente a lo encontrado en este trabajo. En cuanto a las actividades de las enzimas del ciclo del fósforo y del azufre, en este trabajo se ha encontrado que éstas se encuentran inhibidas cuando el suelo presenta un menor nivel de humedad, similarmente a lo encontrado por Ross et al. (1995) para el caso de las enzimas del ciclo del fósforo y por Cooper (1972) y Li y Sarah (2003) para la arilsulfatasa. De todas formas, existen otros trabajos (Speir y Cowling, 1991) en los que no se ha encontrado un efecto estacional sobre las actividades enzimáticas del ciclo del fósforo.

En el caso de las actividades enzimáticas que no han mostrado una fuerte dependencia estacional, esto puede ser debido a que, como apunta Ross (1975; 1976) para el caso de la invertasa, los exudados radiculares tengan mayor influencia en los valores de estas actividades que la temperatura o la humedad del suelo o al hecho de que gran parte de la actividad medida provenga de enzimas estabilizadas en los coloides

húmicos o arcillosos del suelo (Burns, 1982). Al respecto de esta última observación, cabe destacar que la β -glucosidasa es una enzima de la que se ha señalado que se suele estabilizar en la fracción arcillosa del suelo (Knight y Dick, 2004).

En resumen, el conjunto de resultados indica que las propiedades bioquímicas del suelo presentan una clara variabilidad con respecto a la estación del año, si bien se observan divergencias de comportamiento, que ponen de manifiesto que la variabilidad, dentro y entre estaciones climáticas, es un factor de importancia cuando se necesita interpretar medidas de la actividad bioquímica del suelo (Nannipieri, 1994).

4.7.6. Efecto del manejo sobre las propiedades bioquímicas de los suelos de prado a corto plazo: Primera aproximación.

Con objeto de efectuar una primera aproximación del efecto del manejo sobre las propiedades bioquímicas del suelo a corto plazo, se ha estudiado el valor del cociente entre el prado fertilizado y el prado sin fertilizar para cada propiedad bioquímica estudiada en cada una de las tres estaciones del año consideradas. De este modo, a partir de las variaciones del valor de este cociente se podría determinar si existen periodos del año en los que se producen alteraciones sustanciales de las propiedades bioquímicas del prado fertilizado, con respecto a la del prado sin fertilizar, ya que se supone que en ausencia de manejo el cociente estudiado debe permanecer casi constante a lo largo del tiempo. Los cocientes de los valores de las propiedades bioquímicas se han calculado tanto empleando la actividad absoluta de cada propiedad bioquímica (Tabla 80), como la actividad relativa al contenido en carbono (Tabla 81).

A partir de los resultados obtenidos (Tablas 80 y 81) se observa que, la mayor parte de las veces, no hay diferencias estadísticamente significativas entre los cocientes considerados para las distintas estaciones del año, lo que posiblemente se deba a la elevada variabilidad mensual que presentan las propiedades bioquímicas, tanto en los prados fertilizados, como en los prados sin fertilizar. Así, sólo en ocasiones muy contadas aparecen diferencias estadísticamente significativas, que muestran un enriquecimiento de caseína/C y C-biomasa/C y una disminución del $q\text{CO}_2$ en el prado fertilizado de Boimorto para el caso de la estación cálida así como un incremento de la actividad proteasa-BAA en la estación cálida para el caso del prado fertilizado de

Trabada; contrariamente, en los prados de Rodeiro, no existen diferencias significativas entre estaciones para los distintos valores de los cocientes calculados.

Tabla 80. Relaciones entre los valores en prado fertilizado y prado sin fertilizar de diferentes propiedades bioquímicas para las 3 estaciones del año. Valores seguidos de distinta letra para la misma localidad y propiedad indican diferencias estadísticamente significativa ($p > 95\%$; test HSD de Tukey).

<i>Propiedad</i>	<i>Estación</i>	<i>Boimorto</i>	<i>Trabada</i>	<i>Rodeiro</i>
<i>C lábil</i>	<i>Cálida</i>	0.86±0.09a	0.82±0.08a	0.73±0.09a
	<i>Intermedia</i>	0.85±0.06a	0.68±0.04a	0.74±0.09a
	<i>Fría</i>	0.81±0.05a	0.70±0.10a	0.75±0.10a
<i>C-biomasa</i>	<i>Cálida</i>	0.47±0.13a	0.43±0.12a	0.56±0.33a
	<i>Intermedia</i>	0.27±0.09a	0.48±0.04a	0.43±0.10a
	<i>Fría</i>	0.37±0.19a	0.50±0.10a	0.48±0.16a
<i>Respiración</i>	<i>Cálida</i>	0.54±0.07a	0.69±0.18a	0.92±0.75a
	<i>Intermedia</i>	0.52±0.07a	0.63±0.10a	0.67±0.09a
	<i>Fría</i>	0.53±0.11a	0.59±0.13a	0.74±0.21a
<i>qCO₂</i>	<i>Cálida</i>	1.22±0.32a	1.70±0.55a	1.54±0.34a
	<i>Intermedia</i>	2.07±0.56b	1.30±0.25a	1.57±0.26a
	<i>Fría</i>	1.61±0.52ab	1.21±0.37a	1.67±0.66a
<i>Catalasa</i>	<i>Cálida</i>	1.95±0.74a	0.85±0.52a	1.10±0.64a
	<i>Intermedia</i>	1.18±0.50a	1.47±0.56a	0.89±0.18a
	<i>Fría</i>	1.15±0.17a	0.85±0.32a	1.30±0.34a
<i>Deshidrogenasa</i>	<i>Cálida</i>	0.64±0.05a	0.74±0.08a	0.64±0.11a
	<i>Intermedia</i>	0.56±0.13a	0.55±0.20a	0.61±0.11a
	<i>Fría</i>	0.68±0.19a	0.65±0.17a	0.64±0.15a
<i>N mineralizado</i>	<i>Cálida</i>	0.59±0.03a	0.77±0.21a	0.60±0.12a
	<i>Intermedia</i>	0.54±0.07a	0.61±0.11a	0.50±0.10a
	<i>Fría</i>	0.52±0.13a	0.62±0.10a	0.57±0.15a
<i>Celulasa</i>	<i>Cálida</i>	0.74±0.15a	0.82±0.19a	1.08±0.29a
	<i>Intermedia</i>	0.78±0.13a	0.67±0.07a	1.20±0.19a
	<i>Fría</i>	0.71±0.18a	0.64±0.09a	1.11±0.24a
<i>β-glucosidasa</i>	<i>Cálida</i>	0.47±0.08a	0.66±0.25a	1.09±0.42a
	<i>Intermedia</i>	0.55±0.04a	0.61±0.21a	0.87±0.10a
	<i>Fría</i>	0.51±0.10a	0.64±0.11a	0.83±0.26a
<i>Invertasa</i>	<i>Cálida</i>	0.85±0.13a	0.51±0.15a	0.81±0.31a
	<i>Intermedia</i>	0.72±0.18a	0.44±0.06a	0.67±0.07a
	<i>Fría</i>	0.70±0.11a	0.48±0.18a	0.67±0.14a
<i>Proteasa-caseína</i>	<i>Cálida</i>	0.78±0.17a	0.66±0.28a	0.80±0.18a
	<i>Intermedia</i>	0.58±0.23a	0.54±0.12a	0.80±0.12a
	<i>Fría</i>	0.62±0.11a	0.58±0.10a	0.99±0.17a
<i>Proteasa-BAA</i>	<i>Cálida</i>	0.68±0.05a	0.65±0.05a	0.76±0.12a
	<i>Intermedia</i>	0.73±0.14a	0.55±0.05ab	0.77±0.03a
	<i>Fría</i>	0.75±0.16a	0.47±0.05b	0.87±0.15a
<i>Ureasa</i>	<i>Cálida</i>	0.27±0.05a	0.43±0.14a	0.54±0.17a
	<i>Intermedia</i>	0.41±0.18a	0.34±0.13a	0.55±0.17a
	<i>Fría</i>	0.32±0.10a	0.36±0.07a	1.05±0.64a
<i>Fosfodiesterasa</i>	<i>Cálida</i>	0.59±0.10a	0.40±0.10a	0.62±0.25a
	<i>Intermedia</i>	0.63±0.17a	0.37±0.06a	0.49±0.06a
	<i>Fría</i>	0.61±0.10a	0.36±0.09a	0.64±0.18a
<i>Fosfomonoesterasa</i>	<i>Cálida</i>	0.58±0.10a	0.59±0.16a	0.67±0.21a
	<i>Intermedia</i>	0.54±0.07a	0.57±0.13a	0.64±0.10a
	<i>Fría</i>	0.50±0.12a	0.58±0.10a	0.69±0.08a
<i>Arilsulfatasa</i>	<i>Cálida</i>	0.84±0.12a	0.33±0.09a	0.59±0.16a
	<i>Intermedia</i>	0.86±0.09a	0.36±0.08a	0.52±0.11a
	<i>Fría</i>	0.77±0.21a	0.35±0.08a	0.56±0.11a

Tabla 81. Relaciones entre los valores en prado fertilizado y prado sin fertilizar de diferentes propiedades bioquímicas para las 3 estaciones del año. Valores seguidos de distinta letra para la misma localidad y propiedad indican que la diferencia es estadísticamente significativa ($p > 95\%$; test HSD de Tukey).

Prop.	Estación	Boimorto	Trabada	Rodeiro
<i>C lábil/C</i>	<i>Cálida</i>	1.03±0.18a	1.33±0.31a	1.01±0.27a
	<i>Intermedia</i>	0.96±0.19a	1.27±0.18a	0.95±0.14a
	<i>Fría</i>	0.95±0.08a	1.35±0.22a	0.94±0.13a
<i>C-biomasa/C</i>	<i>Cálida</i>	0.55±0.15a	0.73±0.33a	0.81±0.62a
	<i>Intermedia</i>	0.29±0.06b	0.92±0.24a	0.56±0.14a
	<i>Fría</i>	0.42±0.18ab	0.99±0.23a	0.61±0.21a
<i>Respiración/C</i>	<i>Cálida</i>	0.64±0.05a	1.13±0.45a	1.36±1.37a
	<i>Intermedia</i>	0.58±0.09a	1.17±0.26a	0.86±0.19a
	<i>Fría</i>	0.61±0.07a	1.13±0.21a	0.91±0.17a
<i>Catalasa/C</i>	<i>Cálida</i>	0.76±0.13a	1.22±0.39a	0.87±0.19a
	<i>Intermedia</i>	0.61±0.10a	1.03±0.43a	0.78±0.11a
	<i>Fría</i>	0.78±0.18a	1.27±0.36a	0.80±0.11a
<i>Deshidrogenasa/C</i>	<i>Cálida</i>	0.70±0.05a	1.25±0.55a	0.83±0.24a
	<i>Intermedia</i>	0.60±0.10a	1.15±0.30a	0.65±0.17a
	<i>Fría</i>	0.60±0.09a	1.21±0.25a	0.70±0.13a
<i>N mineralizado./C</i>	<i>Cálida</i>	2.31±0.84a	1.42±1.14a	1.62±1.22a
	<i>Intermedia</i>	1.35±0.68a	2.80±1.17a	1.15±0.29a
	<i>Fría</i>	1.34±0.09a	1.68±0.76a	1.63±0.38a
<i>Celulasa/C</i>	<i>Cálida</i>	0.88±0.16a	1.31±0.37a	1.44±0.35a
	<i>Intermedia</i>	0.87±0.16a	1.26±0.29a	1.53±0.24a
	<i>Fría</i>	0.85±0.32a	1.28±0.36a	1.38±0.22a
<i>β-glucosidasa/C</i>	<i>Cálida</i>	0.55±0.06a	1.01±0.32a	1.54±0.85a
	<i>Intermedia</i>	0.62±0.08a	1.13±0.40a	1.12±0.09a
	<i>Fría</i>	0.58±0.07a	1.25±0.22a	1.04±0.27a
<i>Invertasa/C</i>	<i>Cálida</i>	1.01±0.15a	0.84±0.33a	1.16±0.65a
	<i>Intermedia</i>	0.80±0.16a	0.83±0.19a	0.87±0.16a
	<i>Fría</i>	0.82±0.13a	0.93±0.32a	0.84±0.14a
<i>Proteasa-caseína/C</i>	<i>Cálida</i>	0.92±0.16a	1.00±0.22a	1.09±0.25a
	<i>Intermedia</i>	0.63±0.17b	1.03±0.36a	1.03±0.24a
	<i>Fría</i>	0.71±0.09ab	1.12±0.17a	1.22±0.07a
<i>Proteasa-BAA/C</i>	<i>Cálida</i>	0.80±0.06a	1.07±0.31a	1.05±0.34a
	<i>Intermedia</i>	0.82±0.22a	1.03±0.23a	0.99±0.12a
	<i>Fría</i>	0.86±0.14a	0.93±0.17a	1.08±0.03a
<i>Ureasa/C</i>	<i>Cálida</i>	0.33±0.07a	0.66±0.17a	0.75±0.33a
	<i>Intermedia</i>	0.45±0.16a	0.62±0.27a	0.72±0.27a
	<i>Fría</i>	0.37±0.11a	0.70±0.16a	1.25±0.71a
<i>Fosfodiesterasa/C</i>	<i>Cálida</i>	0.70±0.09a	0.64±0.21a	0.88±0.50a
	<i>Intermedia</i>	0.69±0.15a	0.71±0.18a	0.63±0.13a
	<i>Fría</i>	0.71±0.07a	0.70±0.21a	0.79±0.16a
<i>Fosfomonoesterasa/C</i>	<i>Cálida</i>	0.68±0.10a	0.93±0.19a	0.94±0.45a
	<i>Intermedia</i>	0.61±0.10a	1.07±0.28a	0.82±0.11a
	<i>Fría</i>	0.57±0.08a	1.16±0.43a	0.87±0.16a
<i>Arilsulfatasa/C</i>	<i>Cálida</i>	0.99±0.08a	0.52±0.18a	0.82±0.32a
	<i>Intermedia</i>	0.96±0.11a	0.69±0.22a	0.66±0.14a
	<i>Fría</i>	0.88±0.16a	0.70±0.20a	0.70±0.09a

Pese a los resultados puntuales que se han obtenido para los prados de Boimorto y Trabada, en general no sólo no se constatan grandes diferencias en los valores de estos cocientes sino que no se observa ninguna tendencia en los datos, de manera que los diversos cocientes considerados varían aleatoriamente, sin mostrar, en ningún momento,

una pauta común de variación para los suelos de las distintas localidades o para las diversas propiedades bioquímicas estudiadas en este trabajo.

Por lo tanto, ante la ineficacia de esta primera aproximación empleada para revelar el efecto del manejo a corto plazo en las propiedades bioquímicas de los suelos de prado gallegos, se deberá recurrir a otros procedimientos, que profundicen en el intento de separar la influencia del clima y del manejo sobre las propiedades bioquímicas, para, posteriormente, poder determinar la influencia a corto plazo del manejo sobre las propiedades bioquímicas del suelo.

4.7.7. Influencia del clima en las propiedades bioquímicas de prados gallegos no fertilizados

Debido a que, como se ha indicado en el apartado anterior, en los suelos estudiados las propiedades bioquímicas se encuentran afectadas tanto por las condiciones climáticas (temperatura y precipitación) como por el manejo agrícola, se hace esencial poder separar la influencia de cada uno de ellos sobre estas propiedades. Por ello, una vez confirmada la existencia de un efecto estacional sobre las propiedades bioquímicas de los suelos estudiados, debe profundizarse en el estudio de la relación entre clima y propiedades bioquímicas, con objeto de poder diferenciar el efecto del manejo del efecto climático. Para ello, se han empleado los suelos de menor influencia antrópica, es decir, los suelos sin fertilizar, como referencia para averiguar cuáles son las propiedades bioquímicas que se ven más afectadas por las variables climáticas. Para estudiar esta relación se han empleado coeficientes de correlación lineal de Pearson entre las propiedades bioquímicas de los suelos de prado, tanto expresadas en valores absolutos como relativos al carbono, y, por un lado, la temperatura media diaria de la localidad de la toma de muestra durante los 5 días anteriores a ésta, y, por otra parte, la humedad del suelo en el momento de la toma de muestra. La razón de emplear la temperatura de los últimos cinco días estriba en que se ha encontrado que ésta presenta correlaciones ligeramente mejores con las propiedades bioquímicas que los otros periodos de tiempo con los que se han intentado establecer las mismas correlaciones (es decir, para uno, dos, tres, cuatro, seis y siete días).

Tabla 82. Coeficientes de correlación entre las propiedades bioquímicas de los prados de Boimorto, Trabada y Rodeiro sin fertilizar y algunas variables determinadas por el clima (* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$).

	<i>Humedad</i>			<i>Temperatura</i>		
	<i>Boimorto</i>	<i>Trabada</i>	<i>Rodeiro</i>	<i>Boimorto</i>	<i>Trabada</i>	<i>Rodeiro</i>
<i>C lábil</i>	0.58*	0.77***	0.72**	-0.80***	-0.73**	NS
<i>C-bio.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Resp.</i>	0.77***	0.91***	0.81***	-0.89***	-0.88***	-0.73**
<i>qCO₂</i>	0.75**	0.84***	0.66**	-0.58*	-0.80***	-0.75**
<i>Cat.</i>	NS	0.72**	NS	NS	-0.67**	NS
<i>Desh.</i>	NS	0.61*	0.68**	NS	-0.65**	NS
<i>N min.</i>	0.82***	NS	NS	-0.74**	NS	NS
<i>Cel.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>β-glu.</i>	NS	NS	0.63*	NS	NS	-0.64*
<i>Inver.</i>	NS	NS	0.58*	NS	NS	NS
<i>Cas.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>BAA</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Ure.</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Pdies.</i>	NS	NS	0.70**	NS	NS	NS
<i>Pmono.</i>	0.55*	NS	0.79***	-0.64**	NS	NS
<i>Aril.</i>	NS	0.58*	0.82***	-0.76***	-0.63*	NS
<i>C lábil/C</i>	NS	NS	0.56*	NS	NS	NS
<i>C-bio./C</i>	NS	-0.67**	NS	NS	NS	NS
<i>Resp./C</i>	0.77***	0.87***	0.84***	-0.89***	-0.91***	-0.78***
<i>Cat./C</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Desh./C</i>	NS	NS	0.70**	NS	-0.63**	NS
<i>N min./C</i>	0.79***	NS	NS	-0.72**	NS	NS
<i>Cel./C</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>β-glu./C</i>	NS	NS	0.57*	NS	NS	-0.60*
<i>Inver./C</i>	NS	-0.55*	0.56*	NS	NS	NS
<i>Cas./C</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>BAA/C</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Ure./C</i>	NS	NS	NS	NS	NS	NS
<i>Pdies./C</i>	NS	NS	0.69**	NS	NS	NS
<i>Pmono./C</i>	NS	NS	0.56*	NS	NS	NS
<i>Aril./C</i>	NS	NS	0.75**	-0.63**	NS	NS

En la Tabla 82 se observan los valores de los coeficientes de correlación entre los parámetros bioquímicos, la humedad del suelo y la temperatura. Se observa que las

propiedades que presentan una mayor correlación con la temperatura media existente durante los 5 días anteriores a la toma de muestra y con la humedad del suelo en el momento del muestreo fueron el carbono lábil, la respiración basal, el $q\text{CO}_2$, la respiración por unidad de carbono y, en algunos casos, las actividades deshidrogenasa y arilsulfatasa. Los elevados coeficientes de correlación entre la respiración y el $q\text{CO}_2$ y los datos de temperatura y de humedad coinciden con lo encontrado por numerosos investigadores (Anderson y Domsch, 1986; Granastein et al., 1987; Insam, 1990; Raich y Schlessinger, 1992; Srivastava, 1992; Wardle, 1992) y permiten pensar que la temperatura ambiente y la humedad del suelo se pueden emplear como predictores de la respiración del suelo y del $q\text{CO}_2$ en suelos poco alterados por el manejo en múltiples regiones. Por otra parte, resulta algo sorprendente el hecho de que las correlaciones entre propiedades bioquímicas y temperatura sean negativas, ya que la mayoría de los trabajos (Anderson y Domsch, 1986; Wardle, 1992; Raich y Schlessinger, 1992) encuentran que estas correlaciones presentan signo positivo, lo que estos autores justifican porque la velocidad de descomposición de los microorganismos del suelo se ve favorecida por las elevadas temperaturas. El hecho de que en el estudio de los suelos de prado gallegos se encuentren correlaciones negativas entre la temperatura y las propiedades bioquímicas se justifica por el hecho de que la temperatura presenta una correlación elevada y negativa con la humedad del suelo (en el caso de Boimorto $r = -0.90$, $p > 99.9\%$; para el prado de Trabada $r = -0.93$, $p > 99.9\%$; en el caso de Rodeiro, $r = -0.63$, $p > 95\%$). Esto indica que las correlaciones negativas entre temperatura y propiedades bioquímicas serían un efecto indirecto de la correlación negativa entre temperatura y humedad, mientras que esta última sería debido a que la temperatura está ejerciendo como limitante en la humedad de los suelos de prado gallegos. De hecho algunos autores (Insam et al., 1989; Insam, 1990; Kshattriya et al., 1992) indican que cuando el incremento de temperatura causa una reducción de la producción se origina una menor cantidad de sustratos metabolizables por los microorganismos del suelo, lo que conlleva un menor valor de propiedades bioquímicas.

Debido a la elevada dependencia que han mostrado algunas de las propiedades bioquímicas estudiadas con la humedad y la temperatura, y, con objeto de buscar un mejor ajuste entre estos parámetros, así como con la intención de integrar medidas de temperatura y humedad en la predicción de las propiedades bioquímicas de suelos de prado no fertilizados se empleó una ecuación, propuesta por Sierra (1997) para explicar

la dependencia que la mineralización presenta con la temperatura y la humedad. La ecuación propuesta por Sierra está, a su vez, basada en la ecuación de Arrhenius ($K = a \cdot e^{-c/T}$) y es la siguiente:

$$\text{Propiedad bioquímica} = a \cdot \text{Humedad}^b \cdot e^{-c/\text{Temperatura}}$$

O, lo que es lo mismo, considerando logaritmos neperianos en la ecuación propuesta por Sierra (1997):

$$\text{Ln (propiedad bioquímica)} = a + b \ln (\text{Humedad}) - c/T$$

El empleo de esta ecuación tiene el objetivo de poder explicar un mayor porcentaje de la variabilidad en las propiedades bioquímicas que si se emplease sólo la temperatura media de los 5 días anteriores a la toma de muestra o la humedad en el momento de la toma de muestra por separado.

En la Tabla 83 se muestran los coeficientes de correlación obtenidos para las diferentes propiedades bioquímicas, expresadas tanto en valores absolutos como relativos al carbono, y la temperatura y humedad, empleando para ello la ecuación propuesta por Sierra (1997). Como se observa en la Tabla 83, los parámetros bioquímicos específicos, es decir, las actividades enzimáticas, casi siempre presentan peor correlación con las propiedades climáticas que los parámetros bioquímicos generales. Esto posiblemente sea debido a que, en el caso de las primeras, parte de la actividad enzimática medida se corresponde con la de enzimas estabilizados, ya que, como es bien sabido, los enzimas tienen diversas localizaciones en el suelo (Burns, 1982), una de las cuales es estabilizados sobre coloides húmicos y arcillosos, situación en la que pueden mantener su actividad durante largos periodos de tiempo. La actividad de estos enzimas estabilizados posiblemente no se vería afectada por variaciones en la temperatura y humedad del suelo.

Tabla 83. Coeficientes de correlación (* $p<0.05$, ** $p<0.01$, *** $p<0.001$) entre diversas propiedades bioquímicas y los valores de humedad y temperatura de acuerdo con la ecuación de Sierra (1997).

	<i>Boimorto</i>	<i>Trabada</i>	<i>Rodeiro</i>
<i>Carbono lábil</i>	0.81**	0.76*	0.86***
<i>Biomasa</i>	NS	NS	NS
<i>Respiración</i>	0.92***	0.94***	0.89***
<i>qCO₂</i>	0.85**	0.92***	0.80**
<i>Catalasa</i>	NS	0.82**	NS
<i>Deshidrogenasa</i>	NS	0.83**	NS
<i>N mineralizado</i>	0.82**	NS	NS
<i>Celulasa</i>	NS	NS	NS
<i>β-glucosidasa</i>	NS	NS	NS
<i>Invertasa</i>	NS	NS	NS
<i>Proteasa-caseína</i>	NS	NS	NS
<i>Proteasa-BAA</i>	NS	NS	NS
<i>Ureasa</i>	NS	NS	NS
<i>Fosfodiesterasa</i>	NS	NS	0.84***
<i>Fosfomonoesterasa</i>	NS	NS	0.79***
<i>Arilsulfatasa</i>	NS	NS	0.84***
<i>Carbono lábil/C</i>	NS	NS	NS
<i>Biomasa/C</i>	NS	NS	NS
<i>Respiración/C</i>	0.90***	0.94***	0.95***
<i>Catalasa/C</i>	NS	NS	NS
<i>Deshidrogenasa/C</i>	NS	NS	0.69*
<i>N mineralizado/C</i>	NS	NS	NS
<i>Celulasa/C</i>	NS	NS	NS
<i>β-glucosidasa/C</i>	NS	NS	NS
<i>Invertasa/C</i>	NS	NS	NS
<i>Proteasa-caseína/C</i>	NS	NS	NS
<i>Proteasa-BAA/C</i>	NS	NS	NS
<i>Ureasa/C</i>	NS	NS	NS
<i>Fosfodiesterasa/C</i>	NS	NS	NS
<i>Fosfomonoesterasa/C</i>	NS	NS	NS
<i>Arilsulfatasa/C</i>	NS	NS	0.76*

En definitiva, debido al buen ajuste presentado por el carbono lábil, la respiración, la respiración específica (es decir, respiración por unidad de carbono) y el coeficiente metabólico (qCO_2) y, debido al importante papel que juegan estas propiedades en el funcionamiento del suelo, es posible emplearlas como modelos de

referencia para determinar los cambios producidos por el manejo de los suelos de prado fertilizados sobre las propiedades bioquímicas. Por lo tanto, para observar si existe un efecto coherente de las prácticas de manejo empleadas sobre las propiedades bioquímicas se empleará el suelo no fertilizado como referencia, suponiendo que la variación de propiedad bioquímica que se produzca en cada mes es consecuencia de un efecto climático. Es decir, se supone que la evolución temporal de las propiedades bioquímicas en prados fertilizados y no fertilizados debe seguir tendencias similares, desviándose de estas tendencias sólo en el caso de que se produzca una labor agrícola.

4.7.8. Efecto del manejo sobre las propiedades bioquímicas de los suelos de prado

En las Figuras 93 en adelante se representan la evolución temporal de la respiración basal, la respiración específica, el $q\text{CO}_2$ y el carbono lábil para los suelos de Boimorto, Trabada y Rodeiro, respectivamente, con los que se pretende determinar el efecto del manejo, del modo descrito en el apartado anterior. Además, también se ha representado gráficamente la evolución temporal de los contenidos de C-biomasa por unidad de carbono, ya que, aunque ésta no depende de la temperatura y de la humedad (Tabla 77), puede ser de utilidad para interpretar los datos de $q\text{CO}_2$.

Los puntos marcados con flechas de las Figuras 93 en adelante indican el mes en el que se ha efectuado el primer muestreo tras la realización de algún manejo en el prado fertilizado. Las acciones que se analizan con detalle para los prados fertilizados son:

- Fertilización orgánica, indicada en las Figuras mediante una flecha negra (Figuras 93-95).
- Fertilización inorgánica, indicada en las Figuras mediante una flecha roja (Figura 96).
- Fertilización orgánica e inorgánica simultáneamente, indicada en las Figuras mediante una flecha azul (Figura 97).
- Pastoreo (uno o dos días previos a la toma de muestra), indicado en las Figuras mediante una flecha verde (Figuras 98 y 99).

En el caso de la fertilización orgánica con purín, se pudo observar el efecto individual de esta actividad agrícola en el suelo fertilizado de Boimorto (en tres ocasiones, 31 de octubre de 2003, 27 de enero de 2004 y 1 de octubre de 2004) y en los suelos fertilizados de Trabada (en dos ocasiones, 14 de septiembre de 2003 y 27 de junio de 2004) y de Rodeiro (28 de mayo de 2004).

El efecto de la fertilización inorgánica sobre las propiedades bioquímicas de los suelos sólo ha podido ser aislado en una ocasión, que ha sido en el prado fertilizado de Trabada (1 de enero de 2004).

El efecto de la fertilización orgánica e inorgánica combinada sólo se pudo comprobar en el prado de Boimorto fertilizado (28 de mayo de 2004).

El efecto del pastoreo sobre las propiedades bioquímicas del suelo se ha podido determinar en dos ocasiones, en el prado de Trabada fertilizado (mayo de 2004) y en el prado de Rodeiro fertilizado (abril de 2004).

4.7.8.1. Fertilización orgánica

La labor agrícola de la fertilización es la más frecuente realizada en los suelos estudiados. Desafortunadamente, resulta complejo mostrar la influencia de esta labor sobre las propiedades bioquímicas del suelo, ya que, a corto plazo, y, especialmente en situaciones puntuales, tanto la fertilización orgánica como la inorgánica, provocan efectos muy variables en las propiedades bioquímicas del suelo, según apunta Dick (1992) en una amplia revisión sobre el efecto del manejo en los parámetros bioquímicos del suelo.

En el caso de los suelos estudiados en las localidades de Boimorto, Trabada y Rodeiro, se ha encontrado un efecto inconsistente de la fertilización orgánica sobre las propiedades bioquímicas del suelo (Figuras 93 a 95), ya que se han observado tanto ascensos como descensos en las propiedades bioquímicas consideradas en el suelo fertilizado con respecto al modelo de referencia. Este efecto inconsistente se ha producido no sólo en las propiedades bioquímicas que han mostrado una mayor dependencia con el clima (carbono lábil, respiración y respiración/C, véase Figuras 93 a 95), sino que también ha sido mostrada por el resto de propiedades bioquímicas, tanto

generales como específicas (véase sección de resultados). Una excepción a este comportamiento es el $q\text{CO}_2$, que siempre ha registrado un aumento tras el empleo de purín. Esta disparidad en la respuesta observada tras la aplicación de fertilizante orgánico se encuentra motivada, posiblemente, por la complejidad del sistema suelo-purín, en cuya evolución influyen tanto las características de cada componente como la interacción mutua, además de las condiciones climáticas. La complejidad del sistema suelo-purín motiva, de acuerdo con Carballas y Díaz-Fierros (1990), que las poblaciones microbianas de los suelos presentan grandes oscilaciones tras la adición del mismo.

Una dificultad añadida para detectar el efecto de la adición de purín sobre los suelos de prado estudiados es el diferente tiempo transcurrido entre que se produce la adición de purín al suelo y que se efectúa la toma de muestra. Al respecto cabe indicar que en la bibliografía no existe un consenso sobre la duración de los efectos de la adición de purín en las propiedades bioquímicas del suelo. Así, mientras que Bol et al. (2003) indican que dichos efectos sólo son detectable durante 16 días, otros autores (Martens et al., 1992) encuentran que la adición de purín causa un incremento de la actividad de los enzimas fosfomonoesterasa, arilsulfatasa, invertasa, β -glucosidasa y ureasa detectables hasta 31 semanas después de la adición, mientras que tanto Stemmer et al. (1999) como Luxhoi et al. (2002) indican que la duración del incremento de actividad es diferente en el caso de cada enzima, de modo que ésta suele ser mayor en el caso de las enzimas que actúan sobre sustratos que presentan un mayor peso molecular. Por otra parte, Rochette et al. (2000) encuentran que la aplicación de enmiendas orgánicas produce un incremento de carbono lábil en el suelo, aunque en este caso los efectos sólo se mantenían una semana. En el caso concreto de estudios llevados a cabo en la comunidad autónoma gallega, cabe destacar que según Carballas y Díaz-Fierros (1990) muchos de los efectos de la adición de purín desaparecen al cabo de 7 días desde su adición al suelo, por lo que no serían observables en los muestreos efectuados en el presente trabajo, ya que en muchas ocasiones ha transcurrido más de una semana desde que se produce la adición de purín hasta que se efectúa la toma de muestra.

Así, como se ha comentado anteriormente, el único efecto consistente encontrado tras el empleo de fertilización orgánica es un incremento de $q\text{CO}_2$, aumento que también ha sido indicado por otros autores (Insam, 1990). De este modo, los suelos

recientemente fertilizados presentaron un coeficiente metabólico superior al que les correspondería tener ese mes, si la evolución del $q\text{CO}_2$ en los prados fertilizados y sin fertilizar correspondientes a cada localidad fuese paralelas. Esta observación se explica, según Insam (1990), debido a que el tipo de compuestos orgánicos fácilmente degradables que posee el purín inducen en el suelo una microbiota constituida principalmente por ecotipos de estrategias r. Este tipo de microflora respira más por unidad de carbono que los estrategias K. Estos últimos prevalecen en suelos que no han recibido materia orgánica fresca, es decir, en suelos en los que se ha desarrollado una cadena alimentaria de detritus más compleja. Sin embargo, si la explicación de Insam (1990) fuese válida para los suelos aquí analizados, debería haberse observado un incremento de biomasa en el suelo, correspondiente a los estrategias r que se habrían generado. Además, otros autores tampoco detectan estos incrementos de la biomasa microbiana tras la fertilización con purín. Al respecto, tanto Campbell et al. (1986) como Bol et al. (2003) no encuentran un incremento de biomasa tras aplicación de purín, lo que estos últimos autores atribuyen al elevado nivel de partida que tenía el suelo, niveles semejantes a los encontrados en este trabajo. De hecho, según Ohtonen et al. (1992) y Prescott et al. (1992), la biomasa microbiana disminuye tras la fertilización, ya que los microorganismos responden de modo rápido, degradando el carbono orgánico disponible tras la labor de fertilización, de manera que, en un corto periodo de tiempo, la biomasa reduce su tamaño hasta ser menor de lo que era antes de la fertilización con purín debido a una menor disponibilidad de carbono. Por otra parte, en una amplia revisión, Wardle (1992), indica que la adición de enmiendas orgánicas al suelo no causa un efecto consistente en la biomasa microbiana de los suelos en los distintos trabajos revisados, de manera que puede observarse tanto un incremento, como una disminución o ningún efecto en la biomasa microbiana, tras la adición de este tipo de enmiendas al suelo.

Por lo tanto, en el caso de los prados gallegos, la razón del incremento de coeficiente metabólico tras las labores de fertilización orgánica debe atribuirse a un aumento de la respiración, de manera semejante a como ocurre en otros estudios (Martikainen et al., 1989; Aarnio y Martikainen, 1996; Thirukkumaran y Parkinson, 2000), directamente causado por la disponibilidad de sustrato lábil para los microorganismos del suelo, sin que el empleo de fertilizante origine un incremento de la biomasa microbiana.

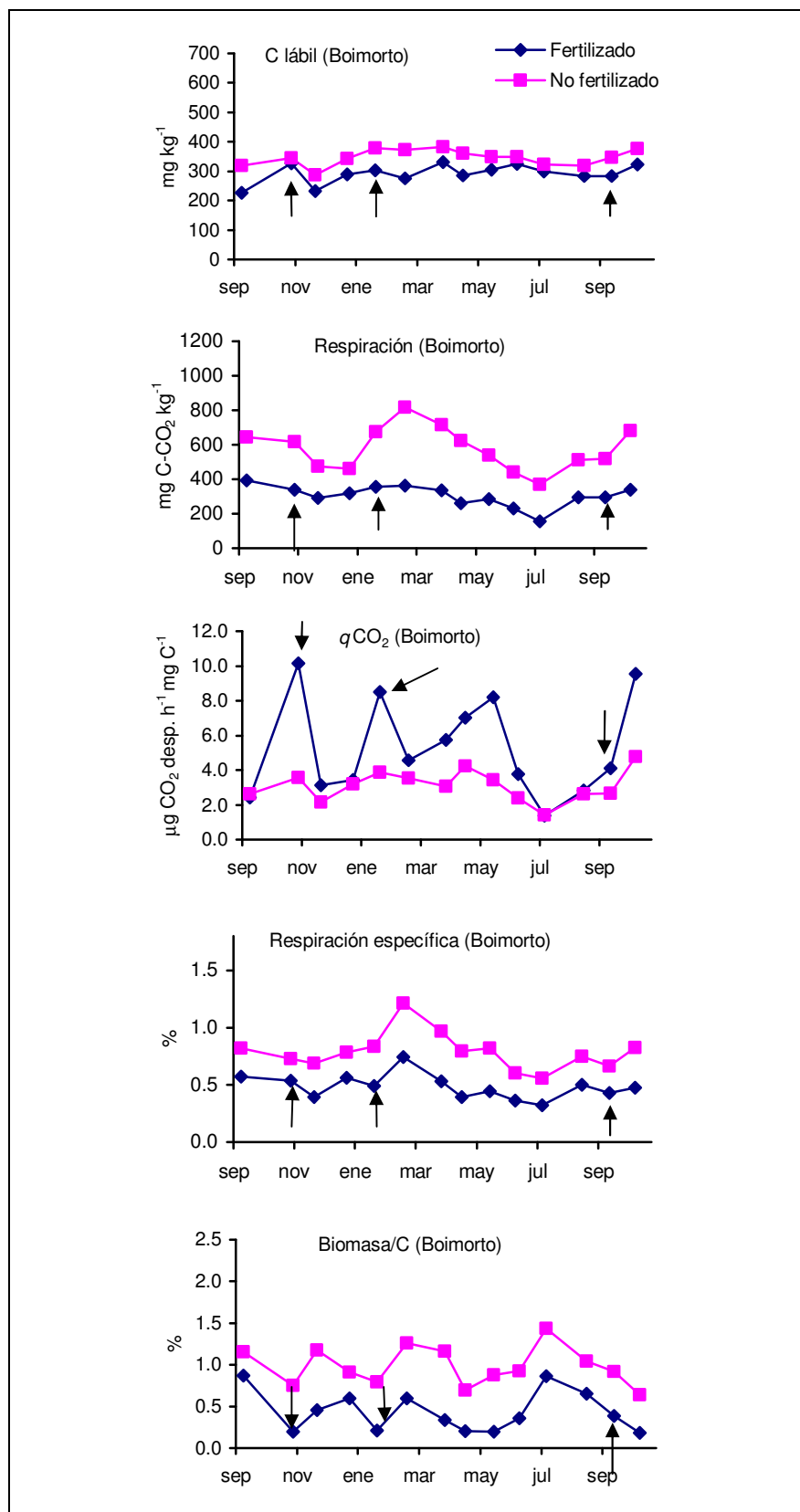


Figura 93. Evolución (por orden descendente) del carbono lábil, la respiración, el $q\text{CO}_2$, la respiración específica y el C-biomasa/carbono de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados de Boimorto. La fertilización orgánica aparece indicada por una flecha negra.

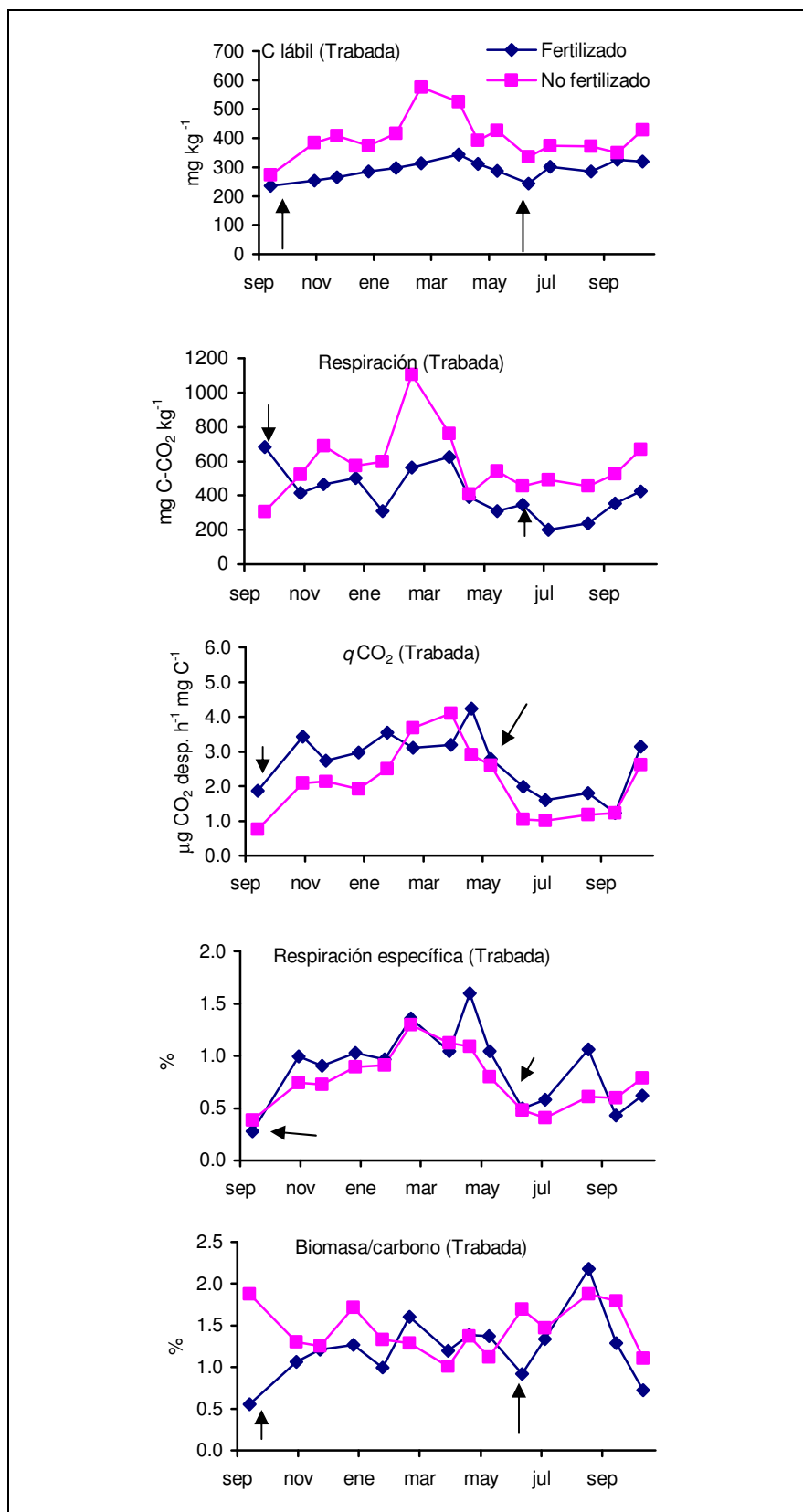


Figura 94. Evolución (por orden descendente) del carbono lábil, la respiración, el $q\text{CO}_2$, la respiración específica y el C-biomasa/carbono de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados de Trabada. La fertilización orgánica aparece indicada por una flecha negra.

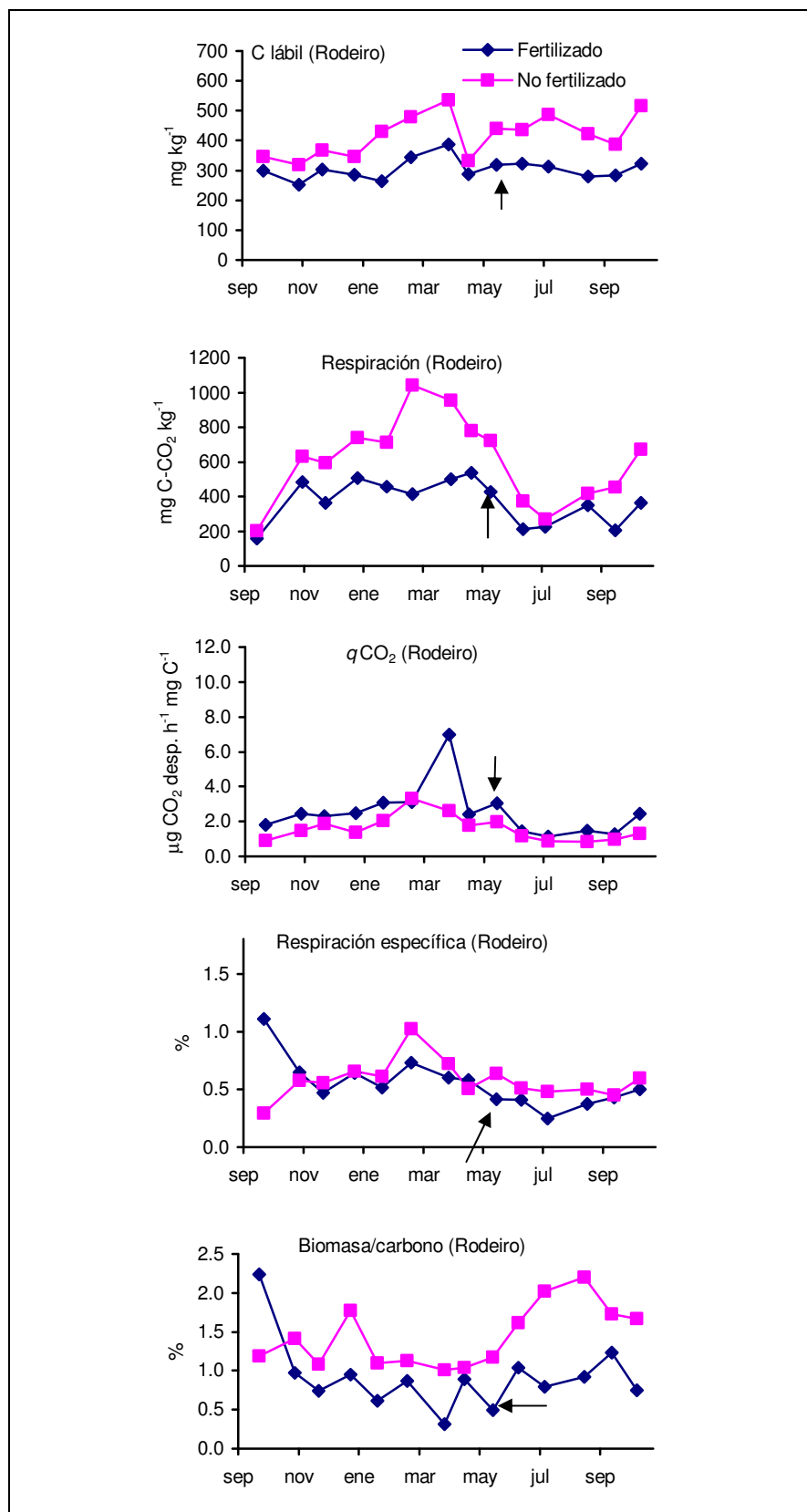


Figura 95. Evolución (por orden descendente) del carbono lábil, la respiración, el $q\text{CO}_2$, la respiración específica y el C-biomasa/carbono de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados de Rodeiro. La fertilización orgánica aparece indicada por una flecha negra.

4.7.8.2. Fertilización inorgánica

La bibliografía indica que la fertilización inorgánica ejerce, a largo plazo, un efecto inhibitor de varias actividades enzimáticas (Dick et al., 1988; Speir y Cowling, 1991; Dick; 1992; Colvan et al., 2001) debido al aporte del producto de la reacción enzimática. No obstante, el efecto de esta práctica no tiene porque ser el mismo a corto plazo. De hecho, según indica Dick (1992) en una amplia revisión bibliográfica sobre el efecto del manejo en las propiedades bioquímicas del suelo, el efecto de la fertilización inorgánica es muy variable, más incluso que en el caso de la fertilización orgánica, habiéndose documentado casos tanto de incremento de parámetros bioquímicos generales, como de disminución de los mismos tras la aplicación de fertilizantes inorgánicos. En este trabajo, el efecto de la fertilización inorgánica sólo se ha podido determinar en una ocasión, en el prado fertilizado de Trabada (mes de enero de 2004, Figura 97). En este mes se produjo un ligero incremento del carbono lábil, la respiración y el $q\text{CO}_2$ (este último originado por una mayor respiración) con respecto al modelo de referencia. La influencia positiva de este tipo de práctica sobre algunos de los parámetros bioquímicos generales pudo haberse debido a que los fertilizantes inorgánicos incrementan la producción de biomasa de las plantas (hojas, tallos y raíces), de manera que el aumento de biomasa radicular origina una mayor exudación de compuestos a la rizosfera en la etapa de crecimiento de las plantas, lo que a su vez incrementaría la cantidad de residuos devueltos al suelo, aumentando la velocidad de descomposición de éstos en el mismo (Lynch y Panting, 1980), lo que repercutiría positivamente en la respiración del suelo. Por lo tanto, en el caso de la fertilización inorgánica, el incremento en el valor de $q\text{CO}_2$ viene directamente originado por un incremento de la respiración, ya que se ha observado que el valor de biomasa microbiana por unidad de carbono del prado fertilizado no varía con respecto al prado no fertilizado.

En cuanto a otras propiedades bioquímicas, que han presentado una menor relación con la temperatura y la humedad, se ha observado que la fertilización inorgánica no provoca un efecto importante en la mayoría de las propiedades bioquímicas, siendo excepciones la deshidrogenasa y la mineralización de nitrógeno, que han experimentado disminución tras esta labor y la invertasa, que ha registrado un incremento después de la fertilización inorgánica (véanse gráficas en la sección de resultados).

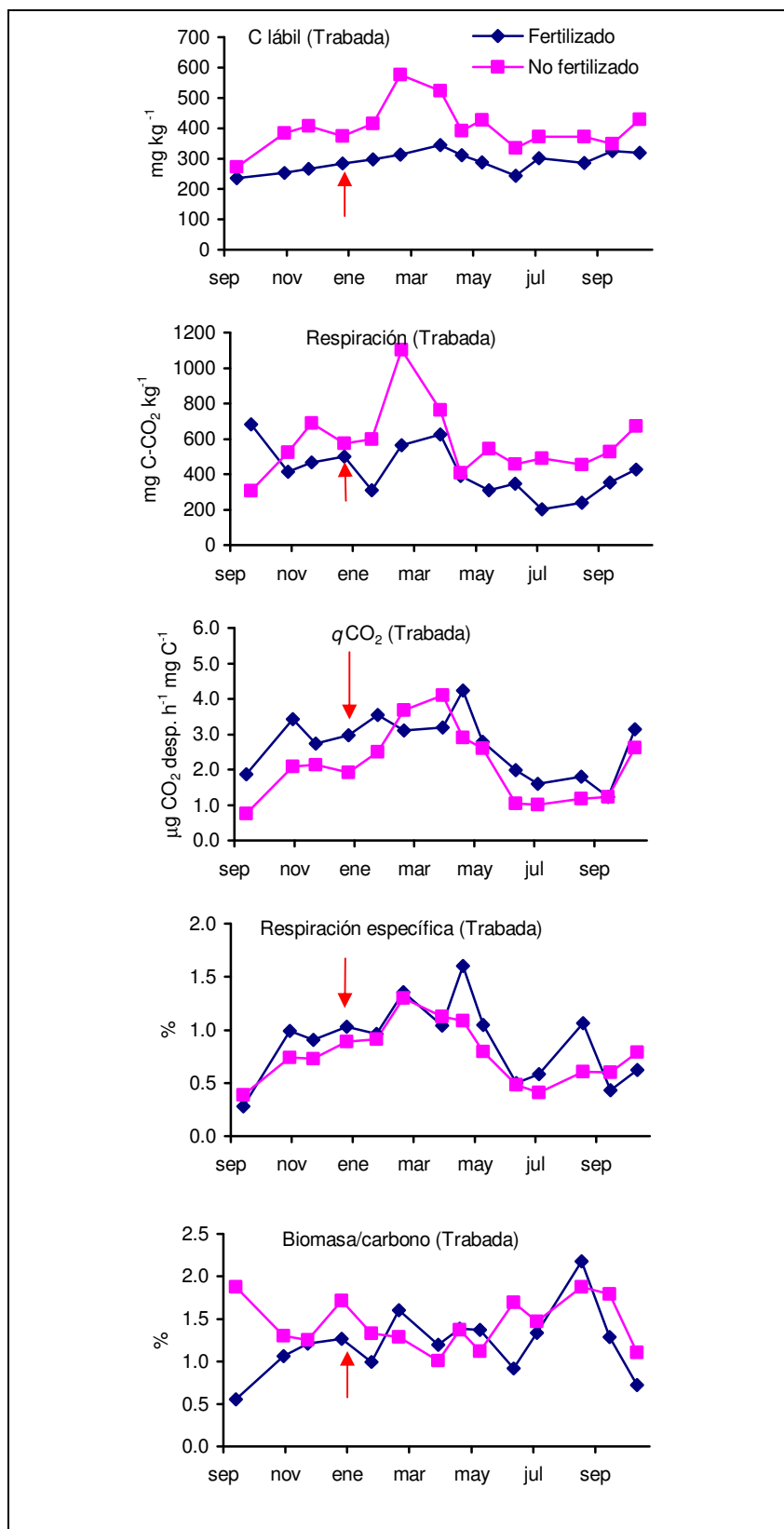


Figura 96. Evolución (por orden descendente) del carbono lábil, la respiración, el $q\text{CO}_2$, la respiración específica y el C-biomasa/carbono de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados de Trabada. La fertilización inorgánica aparece indicada por una flecha roja.

4.7.8.3. Fertilización orgánica + inorgánica

Resulta lógico pensar que el efecto de esta práctica es una combinación de los efectos de los dos manejos descritos anteriormente (fertilización orgánica y fertilización inorgánica), si bien revisando la bibliografía no se encuentra información al respecto, ya que en los estudios existentes se analiza por separado el efecto de la adición de fertilizante orgánico y de fertilizante inorgánico.

En el presente trabajo, la adición de fertilizante orgánico e inorgánico simultáneamente ha provocado ligeros incrementos en la respiración del suelo y en su contenido en carbono lábil, con respecto al modelo de referencia, si bien, nuevamente el cambio más notable observado tras esta práctica ha sido un incremento en el qCO_2 del prado fertilizado (ver Figura 98), cuyas causas han sido explicadas en los apartados anteriores.

En el caso de otras propiedades bioquímicas, se ha observado que la combinación de fertilización orgánica e inorgánica no provoca un efecto importante en la mayoría de las propiedades bioquímicas, siendo excepciones la proteasa-BAA y la mineralización de nitrógeno, que han experimentado disminución tras esta labor y la proteasa-caseína, que ha registrado un incremento después de la fertilización inorgánica (véase sección de resultados).

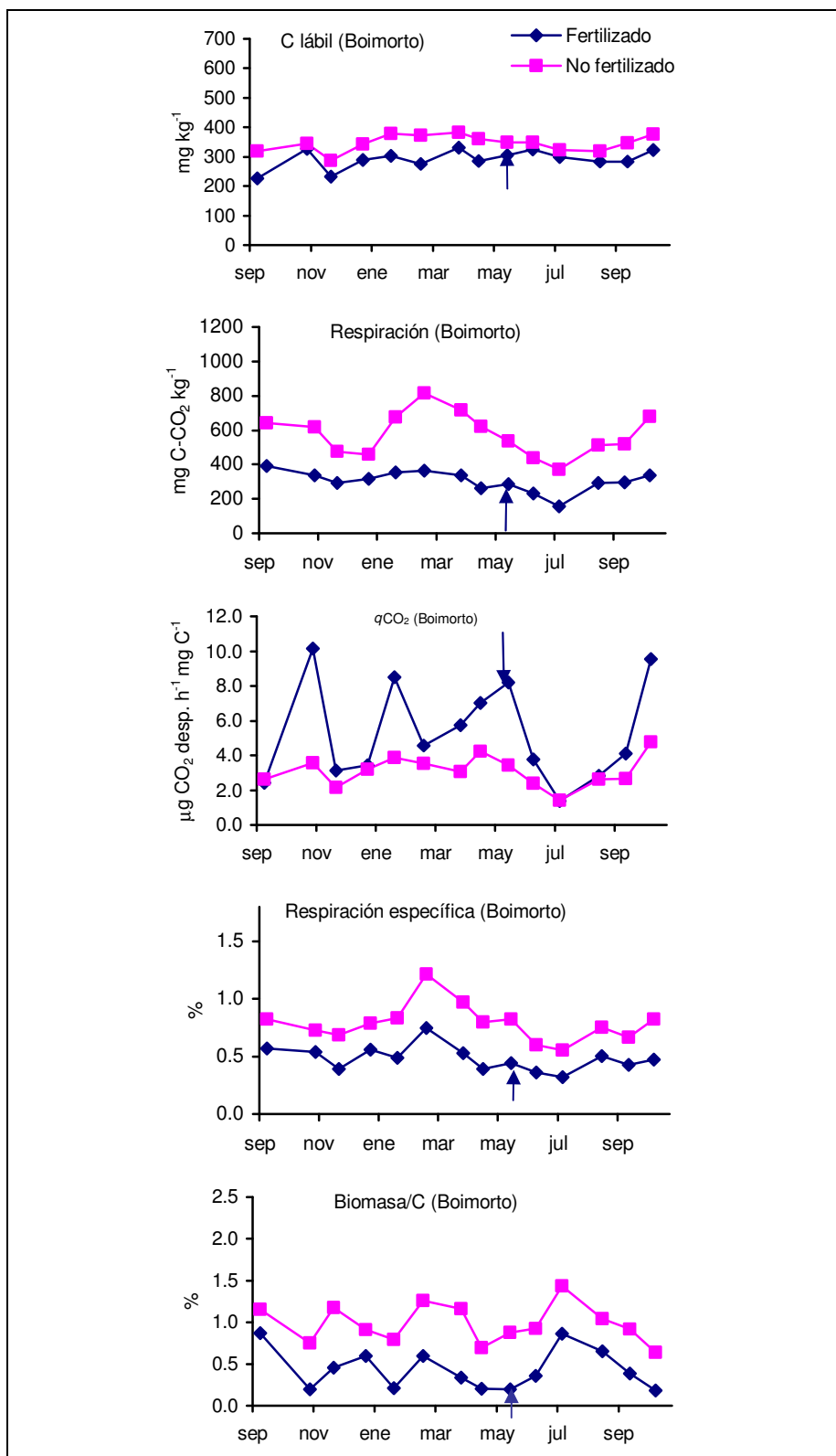


Figura 97. Evolución (por orden descendente) del carbono lábil, la respiración, el $q\text{CO}_2$, la respiración específica y el C-biomasa/carbono de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados de Boimorto. La fertilización orgánica + inorgánica aparece indicada por una flecha azul.

4.7.8.4. Pastoreo

Los animales pastando tienen un efecto importante en el movimiento de nutrientes a través del sistema suelo-planta-animal y, en consecuencia, sobre la fertilidad de los suelos (Haynes y Williams, 1999). Los animales sólo emplean una pequeña cantidad de nutrientes en la ingesta, de manera que entre un 60 y un 90 % de los alimentos ingeridos son devueltos al prado (Haynes y Williams, 1993). Este retorno de nutrientes es de esperar que cause un incremento de la actividad bioquímica en los suelos de prado, que sea detectable en prados en los que se haya producido recientemente pastoreo. El retorno de los nutrientes al suelo se produce por medio de los excrementos del ganado, que además poseen una gran cantidad de material orgánico lábil (Frank y Evans, 1997; Semmartin y Oosterheld, 2001). Además, el pastoreo favorece la incorporación de restos vegetales a la materia orgánica del suelo debido al pisoteo ejercido por los herbívoros (Zacheis et al., 2002). De acuerdo con diversos autores, el retorno de nutrientes al prado y la incorporación de los residuos vegetales al suelo causan un incremento de la velocidad de descomposición y de la mineralización (Tracy y Frank, 1998; Verchot et al., 2002), lo que, probablemente, repercutirá en incrementos de la actividad enzimática. Por otra parte, la incorporación de formas de carbono lábil que se produce en el suelo procedente de las deyecciones del ganado también contribuirá a incrementar la actividad bioquímica del suelo. No resulta tan claro el efecto del pastoreo sobre las propiedades bioquímicas a corto plazo, aunque algunos estudios sugieren que el ganado no ejerce una acción ni positiva ni negativa, en estudios a corto plazo, sobre este tipo de propiedades del suelo (Schuman et al., 1999).

En este trabajo no se ha encontrado una respuesta consistente del pastoreo sobre las propiedades bioquímicas de los suelos de prado (Figuras 99 y 100), tanto de aquéllas que son más dependientes de los factores climáticos (C lábil y respiración basal) como de las que son independientes de la temperatura y humedad (véase sección de resultados). La única excepción fue el qCO_2 , que mostró un incremento, con respecto al modelo de referencia, en los prados que presentaban un pastoreo muy reciente (uno o dos días antes de la toma de muestra). Este incremento de qCO_2 posiblemente se deba a que las deyecciones provenientes del ganado presentan una gran abundancia de compuestos de carbono fácilmente degradables, lo que origina un incremento de respiración sin que se vea alterada la biomasa del suelo, como se había explicado para el caso de la fertilización orgánica.

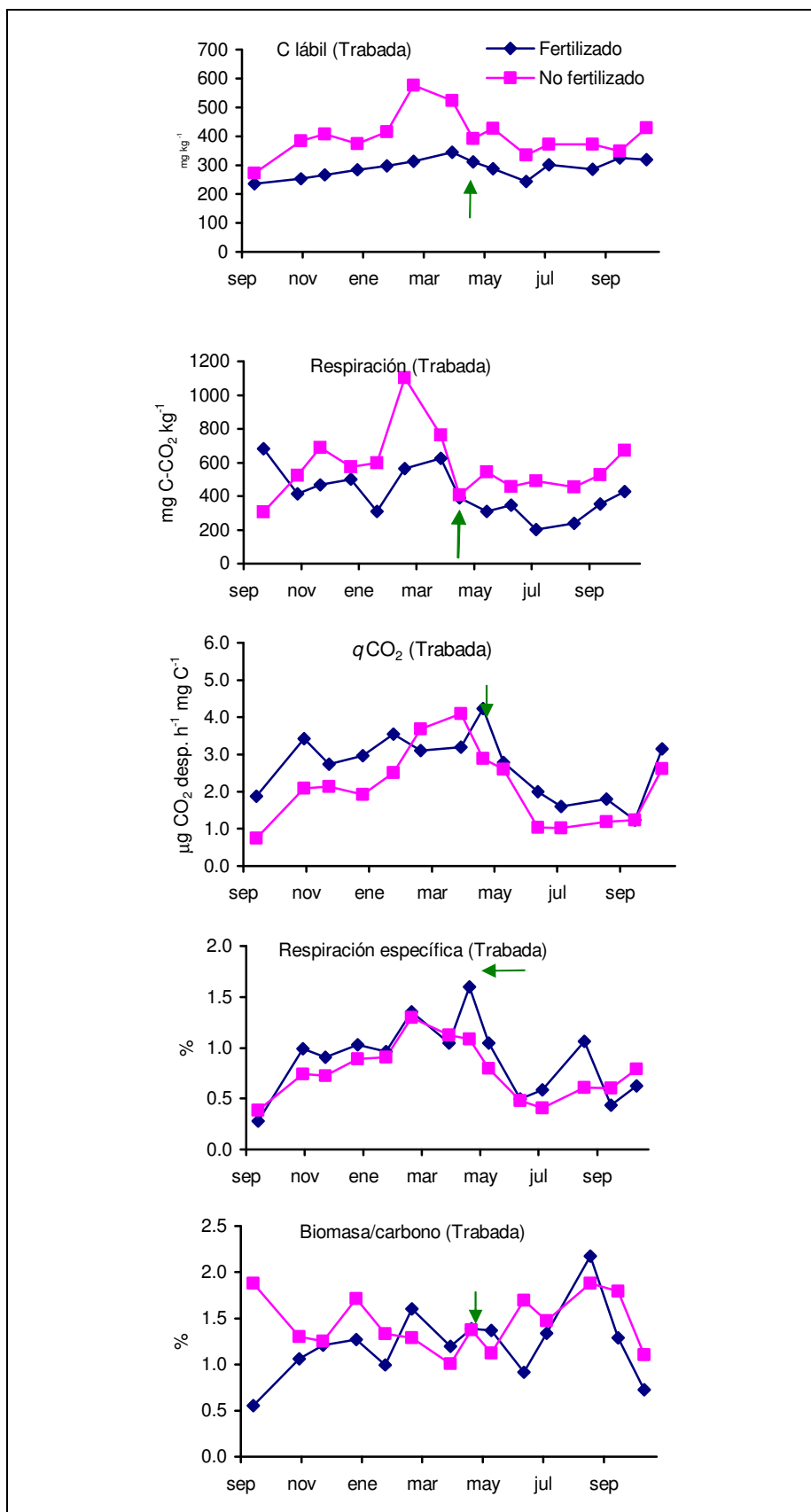


Figura 98. Evolución (por orden descendente) del carbono lábil, la respiración, el $q\text{CO}_2$, la respiración específica y el C-biomasa/carbono de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados de Trabada. El pastoreo aparece indicado por una flecha verde.

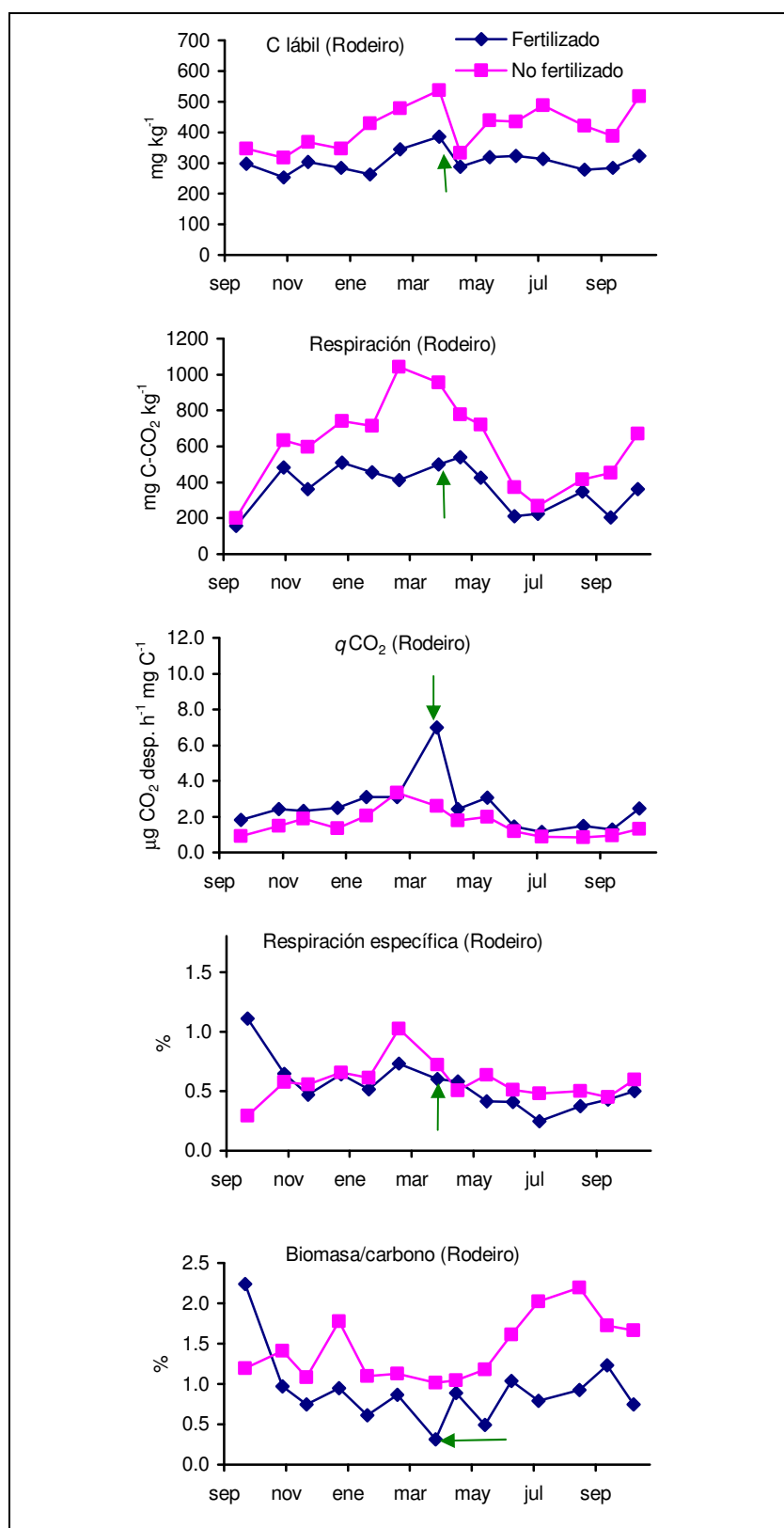


Figura 99. Evolución (por orden descendente) del carbono lábil, la respiración, el $q\text{CO}_2$, la respiración específica y el C-biomasa/carbono de septiembre de 2003 a noviembre de 2004 en los prados de Rodeiro. El pastoreo aparece indicado por una flecha verde.

CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES

Respecto a la experiencia de caracterización de las propiedades bioquímicas de los suelos de prado gallegos, los resultados obtenidos han permitido concluir lo siguiente:

- 1) Los suelos de prado de baja intensidad de manejo, a pesar de su menor contenido en materia orgánica, presentan mayores valores de carbono lábil, respiración, deshidrogenasa, mineralización de nitrógeno y enzimas del ciclo del nitrógeno (proteasa-caseína, proteasa-BAA y ureasa) que los suelos *climax* gallegos, lo que indica que el uso pratense poco intensivo no disminuye la actividad microbiana del suelo.
- 2) El manejo intensivo de los prados causa una disminución del contenido en materia orgánica y en óxidos de hierro y un incremento de fósforo inorgánico asimilable, en relación a los valores encontrados en prados de baja intensidad de manejo. Otras propiedades generales (pH y óxidos de hierro) no se ven alteradas por el manejo.
- 3) El uso pratense intensivo modifica, en gran medida, las propiedades bioquímicas del suelo, de modo que los prados manejados intensivamente presentan menores valores de carbono lábil, C-biomasa, respiración basal, actividad deshidrogenasa y actividades enzimáticas de los ciclos del C, N, S y P que los prados de baja intensidad de manejo. Sin embargo, la mineralización del nitrógeno y las actividades catalasa, celulasa y β -glucosidasa no se ven afectadas por el manejo del suelo.
- 4) Los prados de baja y de elevada intensidad de manejo presentan, generalmente, similares valores de propiedades bioquímicas cuando éstas se expresan en relación al carbono total (propiedades bioquímicas específicas), si bien el carbono lábil, la celulasa y la mineralización neta de nitrógeno constituyen excepciones a este comportamiento. Esto indica que la disminución de actividad bioquímica que viene provocada por un manejo intensivo del prado es debida a su menor contenido en materia orgánica y no a una pérdida de actividad bioquímica.

- 5) La comunidad microbiana en los suelos de prado manejados intensivamente presenta un metabolismo más activo que la de los prados de baja intensidad de manejo, como lo indican los superiores valores de $q\text{CO}_2$ y de propiedades bioquímicas por unidad de carbono asociado a la biomasa o, lo que es lo mismo, se encuentra en condiciones de estrés fisiológico.
- 6) Las propiedades bioquímicas del suelo se encuentran fuertemente relacionadas entre sí en los dos tipos de suelos de prado estudiados, si bien las correlaciones han sido más numerosas y estadísticamente significativas en el caso de los prados de baja intensidad de manejo. Esto indica que, independientemente del manejo, existe un buen acoplamiento entre los ciclos biogeoquímicos del carbono, nitrógeno, fósforo y azufre.
- 7) Las propiedades bioquímicas de los suelos de prado de baja intensidad de manejo se relacionan entre ellas y con la materia orgánica de forma similar a como lo hacen en los suelos *climax* de Galicia, es decir, situando en el eje que explica la mayor parte de la varianza a la materia orgánica y a las propiedades bioquímicas. Los suelos de prado de elevada intensidad de manejo ven alteradas estas relaciones, de manera que en ellos se produce menor interdependencia entre la materia orgánica y algunas de las propiedades bioquímicas estudiadas (carbono lábil y actividades celulasa, proteasa-BAA y ureasa).
- 8) Los suelos de prado de baja intensidad de manejo presentan un equilibrio bioquímico en el horizonte Ah, que puede expresarse mediante una ecuación que relaciona el contenido en carbono orgánico del suelo con el carbono asociado a la biomasa microbiana y las actividades catalasa, ureasa y fosfomonoesterasa. Esta ecuación, obtenida a partir del análisis de correlación múltiple explica el 96 % de la varianza.
- 9) La elevada intensidad de manejo conduce a una pérdida de calidad del suelo, que puede evaluarse empleando la ecuación anterior. En los prados en los que se ha aplicado una elevada dosis de fertilizante orgánico se origina un estado transitorio de elevada actividad microbiana y bioquímica; por el contrario, en los suelos de prados implantados

recientemente, o en aquéllos en los que se emplean grandes cantidades de fertilizante inorgánico se produce una disminución de sus propiedades bioquímicas, en relación a los valores teóricos que le correspondería por su contenido en materia orgánica.

- 10) Los suelos de prado de elevada intensidad de manejo situados en el interior de Galicia presentan una disminución de materia orgánica y de propiedades bioquímicas más acusada que los suelos de elevada intensidad de manejo de la región litoral gallega. Este hecho posiblemente esté reflejando que en esta zona los sistemas de manejo (número de cabezas de ganado) y corte (número de cortes de hierba anuales) son más intensivos que en el litoral y podría estar indicando una mayor pérdida de calidad del suelo en el caso de los primeros.

Respecto a la experiencia de seguimiento anual de las propiedades bioquímicas de los suelos de prado gallegos, los resultados obtenidos han permitido concluir lo siguiente:

1. Las propiedades bioquímicas experimentan grandes variaciones estacionales, de manera que la actividad del mes en que ésta es menor representa entre el 14 % y el 75 % del valor en el mes de mayor actividad. De todos modos, para cada propiedad el valor máximo de actividad se produce en la misma época del año.
2. El empleo de relaciones entre propiedades bioquímicas en prados fertilizados y sin fertilizar, situados en la misma localidad, no ha resultado un método útil para observar la influencia del manejo en los suelos de prado gallegos, ya que éstas no sufren alteración debido al manejo. Sin embargo, esta influencia puede estudiarse mediante el empleo de propiedades bioquímicas dependientes de las variables climáticas.
3. En suelos de prado donde el manejo es mínimo el comportamiento estacional de la respiración basal, respiración específica, carbono lábil y qCO_2 está claramente determinado por las condiciones de temperatura y

humedad que soporta el suelo, mientras que el resto de las propiedades bioquímicas se encuentran influidas por otros factores.

4. El único efecto claro del manejo en un prado (fertilización, orgánica o inorgánica y pastoreo) es el incremento del $q\text{CO}_2$, lo que indica que independientemente del manejo del prado, la capacidad metabólica de los microorganismos se ve afectada en mayor medida que otras propiedades. En general, no se encuentra un efecto consistente de la fertilización o del pastoreo sobre otras propiedades bioquímicas.

BIBLIOGRAFÍA

6. BIBLIOGRAFÍA

Aarnio, T. y Martikainen, P.J. (1996). Mineralization of carbon and nitrogen, and nitrification in Scots pine forest soils treated with fast- and slow-release nitrogen fertilizers. *Biology and Fertility of Soils* 22:214-220.

Abbasi, M.K., Shah, Z. y Adams, W.A. (2001). Mineralization and nitrification potentials of grassland soils at shallow depth during laboratory incubation. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164:497-502.

Abril, A. y Bucher, E.H. (1999). The effects of overgrazing on soil microbial community and fertility in the Chaco dry savannas of Argentina. *Applied Soil Ecology* 12:159-167.

Acosta-Martínez, V. y Tabatabai, M.A. (2000). Enzyme activities in a limed agricultural soil. *Biology and Fertility of Soils* 31:85-91.

Acton, D.F. y Gregorich, L.J. (1995). The health of our soils: Towards sustainable agriculture in Canada. Agriculture and agri-food Canada, Ottawa.

Adu, J.K. y Oades, J.M. (1978). Utilisation of organic materials in soil aggregates by bacteria and fungi. *Soil Biology and Biochemistry* 10:117-122.

Afzal, M. y Adams, W.A. (1992). Heterogeneity of soil mineral nitrogen in pasture grazed by cattle. *Soil Science Society of America Journal* 56:1160-1166.

Agbenin, J.O. y Adeniyi, T. (2005). The microbial biomass properties of a savanna soil under improved grass and legume pastures in northern Nigeria. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 109:245-254.

Ajwa, H.A. y Tabatabai, M.A. (1994). Decomposition of different organic materials in soils. *Biology and Fertility of Soils* 18:175-182.

Ajwa, H.A., Deil, C.J. y Rice, C.W. (1999). Changes in enzyme activities and microbial biomass of tallgrass prairie soil as related to burning and nitrogen fertilization. *Soil Biology and Biochemistry* 31:769-777.

Alef, K. (1995). Soil respiration. En: Alef, K. y Nannipieri, P. (Eds.). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press. Londres, Reino Unido, pp 214-218.

Alef, K. y Nannipieri, P. (1995a). Catalase activity. En: Alef, K. y Nannipieri, P. (Eds.). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press. Londres, Reino Unido, pp 333-362.

Alef, K. y Nannipieri, P. (1995b). β -glucosidase activity. En: Alef, K. y Nannipieri, P. (Eds.). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press. Londres, Reino Unido, pp 24-28.

Amann, R., Ludwig, W. y Schleifer, K.H. (1995). Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiological Reviews* 59:143-149.

Anderson, J.P.E. (1982). Soil respiration. En: Page, A.L., Millar, R.M., Keeney, D.R. (Eds.). *Methods of Soil Analysis: Chemical and Microbiological Properties*, pp 831-837. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.

Anderson, J.P.E. y Domsch, K.H. (1975). Measurement of bacterial and fungal contributions to respiration of selected agricultural and forest soils. *Canadian Journal of Microbiology* 21:314-322.

Anderson, J.P.E. y Domsch, K.H. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10:215-221.

Anderson, T.H. (1994). Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. En: Ritz, K., Dighton, J. y Giller, K.E. (Eds.). *Beyond the Biomass*. John Wiley, Chichester. pp 67-76.

Anderson, T.H. y Domsch, K.H. (1986). Carbon assimilation and microbial activity in soil. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 149:457-468.

Anderson, T.H. y Domsch, K.H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 393-395.

Anderson, T.H. y Domsch, K.H. (1993). The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 25: 393-395.

Arshad, M.A. y Coen, G.M. (1992). Characterization of soil quality: Physical and chemical criteria. *American Journal of Alternative Agriculture* 7:25-53.

Badalucco, L., Nannipieri, P. y Greco, S. (1990). Microbial biomass and anthrone-reactive carbon in soils with different organic matter contents. *Soil Biology and Biochemistry* 22:899-904.

Bailey, V.L., Peacock, A.D., Smith, J.L. y Bolton, H. (2002). Relationships between soil microbial biomass determined by chloroform fumigation-extraction, substrate-induced respiration, and phospholipid fatty acid analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 34:1385-1389.

Balansdent, J., Marriotti, A. y Doisgontier, D. (1990). Effect of tillage on soil organic carbon mineralization estimated from ¹³C abundance in maize fields. *Journal of Soil Science* 41:587-596.

Baligar, V.C., Wright, R.J. y Smedley, M.D. (1988). Enzyme activities in hill land soils of the Appalachian region. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 18:367-384.

Baligar, V.C., Wright, R.J., Fageria, N.K. y Pitta, G.V.E. (1999). Enzyme activities in Cerrado soils of Brazil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 30:1551-1560.

Bandick, A.K y Dick, R.P. (1999). Field management effect on soil enzymes activities. *Soil Biology and Biochemistry* 31:1471-1479.

Banerjee, M.R., Burton, D.L., McCaughey, W.P. y Grant, C.A. (2000). Influence of pasture management on soil biological quality. *Journal of Range Management* 53:127-133.

Bardgett, R.D. (2005). Integrating below-ground ecology into sustainable grassland management. En: Jarvis, S.C., Murray, P.J. y Roker, J.A. (Eds.). *Optimisation of Nutrient Cycling and Soil Quality for Sustainable Grasslands*. Wageningen Academic Publishers. pp 45-52.

Bardgett, R.D. y Cook, R. (1998). Functional aspects of soil animal diversity in agricultural grasslands. *Applied Soil Ecology* 3:263-276.

Bardgett, R.D. y McAlister, E. (1999). The measurement of fungal:bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperate meadows grasslands. *Biology and Fertility of Soils* 29:282-290.

Bardgett, R.D. y Shine, A. (1999). Linkages between plant litter diversity, soil microbial biomass and ecosystem function in temperate grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 31:317-321.

Bardgett, R.D., Frankland, J.C. y Whittaker, J.B. (1993). The effects of agricultural practices on the soil biota of some upland grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 45:25-45.

Bardgett, R.D., Hobbs, P.J y Frostegard, A. (1996). Changes in the structure of soil microbial communities following reductions in the intensity of management of an upland grassland. *Biology and Fertility of Soils* 22:261-264.

Bardgett, R.D., Leemans, D.K., Cook, R. y Hobbs, P.J. (1997). Seasonality of the soil biota of grazed and ungrazed hill grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 29:1285-1294.

Bardgett, R.D., Lovell, R.D., Hobbs, P.J. y Jarvis, S.C. (1999). Seasonal changes in soil microbial communities along a fertility gradient of temperate grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 31:1021-1030.

Barracough, D. y Smith, M.J. (1987). The estimation of mineralization, immobilization and nitrification in nitrogen-15 field experiments using computer simulation. *Journal of Soil Science* 38:519-530.

Barret, J.E. y Burke, I.C. (2000). Potential nitrogen immobilization in grassland soils across a soil organic matter gradient. *Soil Biology and Biochemistry* 32:1707-1716.

Baruah, M. y Mishra, R.A. (1980). Dehydrogenase and urease activities in rice-field soils. *Soil Biology and Biochemistry* 16:423-424.

Basanta, M.R., Díaz-Raviña, M., González-Prieto, S.J. y Carballas, T. (2002). Biochemical properties of forest soils as affected by a fire retardant. *Biology and Fertility of Soils* 36:377-383.

Bauhaus, J., Paré, D. y Côté, L. (1998). Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 30:1077-1089.

Beare, M.H., Curtin, D., Thomas, S., Fraser, P.M. y Francis, G.S. (2005). Chemical components and effects on soil quality in temperate grazed pasture systems. En: Jarvis, S.C., Murray, P.J. y Roker, J.A. (Eds.). *Optimisation of Nutrient Cycling and Soil Quality for Sustainable Grasslands*. Wageningen Academic Publishers. pp 25-37.

Beck, T. (1971). Die Messung der Katalasenaktivität von Böden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 130:68-81.

Bellot, F. y Casaseca, B. (1956). Primera contribución al estudio fitosociológico de los suelos de prado gallegos. *Anales de Edafología y Fisiología Vegetal* 17:291-330.

Bergstrom, D.W., Monreal, C.M. y King, D.J. (1998). Sensitivity of soil enzyme activities to conservation practices. *Soil Science Society of America Journal* 62:1286-1295.

Bieberdeck, V.O., Janzen, H.H., Campbell, C.A. y Zentner, R.P. (1994). Labile soil organic matter as influenced by cropping practices in an arid environment. *Soil Biology and Biochemistry* 26:1647-1656.

Biondini, M.E., Patton, B.D. y Nyren, P.E. (1998). Grazing intensity and ecosystem processes in a northern mixed-grass prairie, USA. *Ecological Applications* 8:469-479.

Black, A.L. (1968). Nitrogen and phosphorus fertilization for production of crested wheatgrass and native grass in North eastern Montana. *Agronomy Journal* 60:213-216.

Blair, J.M., Bohlen, P.J. y Freckman, D.W. (1996). Methods for assesing soil quality. En: Doran, J.W. y Jones, A.J. (Eds.). *Methods for Assessing Soil Quality*, SSSA Special publication, 49. SSSA y ASA, Madison, WI, pp 273-292.

Blaser, R.E. (1964). Symposium of forage utilization: Effects of fertility levels and stage of maturity on forage nutritive value. *Journal of Animal Science* 23:246-253.

Blum, W.E.H. y Santelises, A.A. (1994). A concept of sustainability and resilience based on soil functions. En: Geenland, D.J. y Szabolcs, I. (Eds.). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford, Reino Unido. pp 535-542.

Bol, R., Kandeler, E., Amelung, W., Glaser, B., Marx, M.C., Preedy, N. y Lorenz, K. (2003). Short-term effects of dairy slurry amendment on carbon sequestration and enzyme activities in a temperate grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 35:1411-1421.

- Bolinder, M.A., Angers, D.A., Gregorich, E.G. y Carter, M.R. (1999). The response of soil quality indicators to conservation management. *Canadian Journal of Soil Science* 79:37-45.
- Bolton, H., Elliot, L., Papendick, R.I. y Berzidek, D.F. (1985). Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities effect of fertilization and cropping practices. *Soil Biology and Biochemistry* 17:297-302.
- Bolton, J.R., Smith, J.L. y Link, S.O. (1993). Soil microbial biomass and activity of a disturbed and undisturbed shrub-steppe ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 25:545-552.
- Bonde, T.A. y Linberg, T. (1988). Nitrogen mineralization kinetics in soil during long-term aerobic laboratory incubations. *Journal of Environmental Quality* 17:414-417.
- Boone, R.D. (1994). Light-fraction soil organic matter: Origin and contribution to net nitrogen mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 26:1459-1468.
- Bopaiah, B.M. y Shetty, H.S. (1991). Soil microflora and biological activities in the rizhospheres and root regions of coconut-based multistoreyed cropping and coconut monocropping systems. *Soil Biology and Biochemistry* 23:89-94.
- Bouhier, A. (1979). La Galice. Imprimerie Yonnaise, La Roche-sur-Yon (Vendée).
- Bowman, M.G. y Tabatabai, M.A. (1978). Phosphodiesterase activity of soils. *Soil Science Society of America Journal*. 42:284-290.
- Bremner, J.M. (1965). Inorganic forms of nitrogen. En Black, C.A., Evans, D.D., White, J.L., Ensminger, L.E. y Clark, F.E. (Eds.). *Methods of Soil Analysis*, part 2. Agronomy 9. American Society of Agronomy, Madison, pp 1179-1237.
- Bristow, A.W. y Jarvis, S.C. (1991). Effects of grazing and nitrogen fertilizer on the soil microbial biomass under permanent pasture. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 54:9-21.

Brookes, P.C. (1989). The functioning of soil as an ecosystem. En: de Haan, F.A.M., Bourg, A.C.M., Brookes, P.C., Verstraete, W., van Riemsdijk, W.H., van der Zee, S.E. y Giráldez, J.V. (Eds.). *Soil Quality Assessment. State of the Art Report on Soil Quality*. Final Report to the Comission of the EU. University of Wageningen, pp 1-41.

Brookes, P.C. (1995). The use of microbial parameters in monitoring soil pollution by heavy metals. *Biology and Fertility of Soils* 19:269-279.

Browman, R.A. y Cole, C.V. (1978). An exploratory method for fractionation of organic phosphorus from grassland soils. *Soil Science* 125:49-54.

Brye, K.R., Norman, J.M., Gower, S.T. y Bundy, L.G. (2003). Effects of management practices on annual net N-mineralization in a restored prairie and maize agroecosystems. *Biogeochemistry* 63:135-160.

Burket, J.Z. y Dick, R.P. (1998). Microbial and soil parameters in relation to N mineralization in soils of diverse genesis under different management systems. *Biology and Fertility of Soils* 27:430-438.

Burns, R.G. (1982). Enzyme activity in soil: location and a possible role in microbial ecology. *Soil Biology and Biochemistry* 14:423-427.

Busto, M.D. y Pérez Mateos. (1995). Extraction of humic- β -glucosidase fractions from soil. *Biology and Fertility of Soils* 20:77-82.

Busto, M.D. y Pérez Mateos. (2000). Characterization of β -D-glucosidase extracted from soil fractions. *European Journal of Soil Science* 51:193-200.

Cambardella, C.A. y Elliot, E.T. (1993). Carbon and nitrogen distribution in aggregates from cultivated and native grassland soils. *Soil Science Society of America Journal* 57:1071-1076.

- Camiña, F., Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F. y Leirós M.C. (1998). Measurement of dehydrogenase activity in acid soils rich in organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 30:1005-1011.
- Campbell, C.A., Schnitzer, M., Stewart, J.W.B., Bierbedeck, V.O. y Selles, F. (1986). Effect of manure and P fertilizer on properties of a black Chernozem in Southern Saskatchewan. *Canadian Journal of Soil Science* 66:601-613.
- Campbell, C.A., Lafond, G.P., Biederbeck, V.O., Wen, G., Schoenau, J. y Hahn, D. (1999). Seasonal trends in soil biochemical attributes: Effects of crop management on a Black Chernozem. *Canadian Journal of Soil Science* 79:85-97.
- Cao, G., Tang, Y., Mo, Y., Wang, Y., Li, Y. y Zhao, X. (2004). Grazing intensity alters soil respiration in an alpine meadow of the Tibetan plateau. *Soil Biology and Biochemistry* 36:237-243.
- Caravaca, F., Masciandro, G. y Ceccanti, B. (2002). Land use in relation to soil chemical and biochemical properties in a semiarid Mediterranean environment. *Soil and Tillage Research* 68:23-30.
- Carballas, M., Carballas, T., Gil-Sotres, F., Villar, M.C., Cabaneiro, A., Leirós, M.C. y Díaz-Fierros, F. (1983). Biodegradation and humification of cattle slurry in the soil. *Studies about Humus II* 295-298.
- Carballas, T. y Díaz-Fierros, F. (1990). El Purín de Vacuno en Galicia. Caracterización, Poder Fertilizante y Problemas Medioambientales. Consellería de Ordenación do Territorio e Obras Públicas. Xunta de Galicia. Santiago de Compostela, 162 pp.
- Carballeira, A., Devesa, C., Retuerto, R., Santillán, E. y Uceda, F. (1983). Bioclimatología de Galicia. Fundación Pedro Barrié de la Maza Conde de Fenosa. La Coruña, 391 pp.
- Carter, M.R. (1986). Microbial biomass as an index for tillage-induced changes in soil microbial properties. *Soil and Tillage Research* 7:29-40.

Carter, M.R. y Rennie, D.A. (1982). Changes in soil quality under zero tillage farming systems : distribution of microbial biomass and mineralizable C and N potentials. *Canadian Journal of Soil Science* 62:587-597.

Carter, M.R., Gregorich, E.G., Angers, D.A., Beare, M.H., Sparling, G.P., Wardle, D.A. y Voroney, R.P. (1999). Interpretation of microbial biomass measurements for soil quality assessment in humid temperate regions. *Canadian Journal of Soil Science* 79:507-520.

Casida, Jr., L.E., Klein, D.A. y Santoro, T. (1964). Soil dehydrogenase activity. *Soil Science* 98:371-376.

Cassman, K.G. y Munns, D.N. (1980). Nitrogen mineralization as affected by soil moisture, temperature and depth. *Soil Science Society of America Journal* 44:1233-1237.

Christensen, B.T. (1996). Matching measurable soil organic matter fractions with conceptual pools in simulation models of carbon turnover: revision of model structure. En: Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U. (Eds.). *Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-term Datasets*. Global Environmental Change. Nato ASI series vol 38. Springer. Pp 143-160.

Christie, P. y Beattie, J.A.M. (1989). Grassland soil microbial biomass and accumulation of potentially toxic metals from long-term slurry applications. *Journal of Applied Ecology* 26:597-612.

Cihacek, L.J., Anderson, W.L. y Barak, P.W. (1996). Methods for assesing soil quality. En: Doran, J.W. y Jones, A.J. (Eds.). *Methods for Assessing Soil Quality*, SSSA Special publication, 49. SSSA y ASA, Madison, WI, pp 9-24.

Clark, M.T. y Gilmour, J.T. (1983). The effect of temperature on decomposition at optimum and saturated soil water contents. *Soil Science Society of America Journal* 47:927-929.

- Coleman, D.C., Hendrix, P.F., Beare, M.H., Cheng, W.X. y Crossley, D.A., Jr. (1993). Microbial and faunal interactions as they affect soil organic matter dynamics in sub-tropical ecosystems. En: Paoiletti, M.G., Foissner, W. y Coleman, D.C. (Eds.). *Soil Biota, Nutrient Cycling and Farming Systems*. Lewis Publishers, Boca Raton, pp 1-14.
- Colvan, S.R., Syers, J.K. y O'Donnell, A.G. (2001). Effect of long-term fertiliser use on acid and alkaline phosphomonoesterase and phosphodiesterase activities in managed grassland. *Biology and Fertility of Soils* 34:258-263.
- Conant, R.T., Paustian, K. y Elliot, E.T. (2001). Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecological Applications* 11:343-355.
- Cook, C.W. (1965). Plant and livestock responses to fertilized rangelands. *Utah Agricultural Experimental Station Bulletin* 455.
- Cooper, P.J.M. (1972). Arylsulfatase activity in northern Nigeria soils. *Soil Biology and Biochemistry* 4:333-337.
- Cooper, J.M. y Warman, P.R. (1997). Effect of three fertility amendments on soil dehydrogenase activity, organic carbon and pH. *Canadian Journal of Soil Science* 281:283.
- Constanza, R., Norton, B.G. y Haskell, B.B. (1992). *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington D. C.
- Chan, K.Y. y Heenan, D.P. (1999). Microbial-induced soil aggregate stability under different crop rotations. *Soil Biology and Biochemistry* 30:29-32.
- Chander, K. y Brookes, P.C. (1991). Is the dehydrogenase assay invalid as a method to estimate microbial activity in copper contaminated soils? *Soil Biology and Biochemistry* 23:909-915.

Chen, W., McCaughey, W.P., Grant, C.A. y Bailey, L.D. (2001). Pasture type and fertilization effects on soil chemical properties and nutrient redistribution. *Canadian Journal of Soil Science* 81:395-404.

Chen, C.R., Condon, L.M., Davis, M.R., Sherlock, R.R. (2004). Effects of plant species on microbial biomass and phosphatase activity in a range of grassland soils. *Biology and Fertility of Soils* 40:313-322.

Craine, J.M. y Wedin, D.A. (2002). Determinants of growing season soil CO₂ flux in a Minnesota grassland. *Biogeochemistry* 59:303-313.

Daily, C., Dasgupta, P., Bolin, B., Guerry, J.D., Ehrlich, P., Folke, C., Jansson, A.M., Jansson, B.O., Kautsky, N., Kinzig, A., Levi, S., Mäler, K.G., Pistrup-Anderson, P., Siniscalco, D. y Walker, B. (1998). Food production, population growth and the environment. *Science* 281:1291-1292.

Dalal, R.C. (1975). Urease activity in some Trinidad soils. *Soil Biology and Biochemistry* 7:5-8.

Dalal, R.C. (1977). Soil organic phosphorus. *Advances in Agronomy* 29:83-117.

Dalal, R.C. (1998). Soil microbial biomass. What do the number really mean? *Australian Journal of Experimental Agriculture* 38:645-665.

Daniel, T.C., Sharpley, A.N. y Lemunyon, J.L. (1998). Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. *Journal of Environmental Quality* 27:251-257.

Davidson, E.A., Verchot, L.V., Cattanio, J.H., Ackerman, I.L. y Carvalho, J.E.M.. (2000). Effects of soil water content on soil respiration in forest and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry* 48:53-69.

Davidson, S. (1986). Cultivation and organic matter. *Rural Research* 131:11-18.

- De Boer, W. y Kowalchuk, G.A. (2001). Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry* 33:853-866.
- Debosz, K., Rasmussen, P.H. y Pedersen, A.R. (1999). Temporal variations in microbial biomass carbon and cellulolytic enzyme activity in arable soils: effects of organic matter input. *Applied Soil Ecology* 13:209-218.
- De Jong, E., Schappert, H.J.V. y MacDonald, K.B. (1974). Carbon dioxide evolution from virgin and cultivated soil as affected by management practices and climate. *Canadian Journal of Soil Science* 54:299-307.
- Deng, S.P. y Tabatabai, M.A. (1996). Effect of tillage and residue management on enzyme activities in soils. II. Glycosidases. *Biology and Fertility of Soils* 22:208-213.
- Denton, C.S., Bardgett, R.D., Cook, R. y Hobbs, P.J. (1999). Low amounts of root herbivory positively influence the rhizosphere microbial community in a temperate grassland soil. *Soil Biology and Biochemistry* 31:155-165.
- Derner, J.D., Briske, D.D. y Boutton, T.W. (1997). Does grazing mediate soil carbon and nitrogen accumulation beneath C₄ perennial grasses along an environmental gradient? *Plant and Soil* 191:147-156.
- Destain, J.P. y Raimond, Y. (1983). La composition chimier du lisier, ses facteurs de variation et ses consequences agronomiques. *Revue de l'agriculture* 1:39-49.
- Díaz Molina, M. (2003). Influencia de las labores agrícolas sobre las propiedades bioquímicas del suelo. Tesis Doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 274 pp.
- Díaz Raviña, M. (1990). Biomasa y actividad en ecosistemas edáficos. Tesis Doctoral, Universidad de Santiago de Compostela. 294 pp.
- Díaz-Raviña, M., Acea, M.J. y Carballas, T. (1993). Microbial biomass and its contribution to nutrient concentration in forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 25:25-31.

Dick, R.P. (1992). A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 40:25-36.

Dick, R.P. (1994). Soil enzymes activities as indicators of soil quality. En: Doran, J.W. (Ed.). *Defining Soil Quality for Sustainable Environment*. SSSA Special publication, 35. SSSA y ASA, Madison, WI, pp 107-124.

Dick, R.P. y Tabatabai, M.A. (1987). Polyphosphates as sources of phosphorus for plants. *Fertilizer Research* 12:107-118.

Dick, R.P., Rasmussen, P.E. y Kerle, E.A. (1988). Influence of long-term residue management on soil enzyme activities in relation to soil chemical properties of a wheat-fallow system. *Biology and Fertility of Soils* 6:159-164.

Dick, R.P., Breakwell, D.P. y Turco, R.F. (1996). Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. En: Doran, J.W. y Jones, A.J. (Eds.). *Methods for Assessing Soil Quality*, SSSA Special publication, 49. SSSA y ASA, Madison, WI, pp 247-271.

Dick, W.A. (1984). Influence of long-term tillage and crop rotation combinations on soil enzyme activities. *Soil Science Society of America Journal* 48:569-574.

Dick, W.A. y Gregorich, E.G. (2004). Developing and maintaining soil organic matter levels. En: Schjonning, P., Elmholt, S. y Christensen, B.T. (Eds.). *Managing Soil Quality: Challenges in Modern Agriculture*. CAB International, Wallingford, Reino Unido. pp 103-120.

Dinwoodie, G.D. y Juma, N.G. (1988). Allocation and microbial utilisation of C in two soils cropped to barley. *Canadian Journal of Soil Science* 68:495-505.

Dogson, K.S., White, G.F. y Fitzgerald, J.W. (1982). *Sulphatases of Microbial Origin*. CRC Press, Boca Ratón. 238 pp.

Dominy, C.S. y Haynes, R.J. (2002). Influence of agricultural land management on organic matter content, microbial activity and aggregate stability in the profiles of two Oxisols. *Biology and Fertility of Soils* 36:298-305.

Doran, J.W. y Parkin, T.B. (1994). Defining and assessing soil quality. En: Doran, J.W. (Ed.). *Defining Soil Quality for Sustainable Environment*, SSSA Special publication, 35. SSSA y ASA, Madison, WI, pp 3-23.

Doran, J.W. y Safley, M. (1997). Defining and assessing soil health and sustainable productivity. En: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. y Gupta, V.V.S.R. (Eds.). *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, Wallingford, pp 3-21.

Doran, J. W., Sarrantonio, M. y Liebig, M. A., (1996). Soil health and sustainability. *Advances in Agronomy*, 56: 1-54.

Dormaar, J.F., Johnston, A. y Smoliak, S. (1984). Seasonal changes in carbon content, dehydrogenase, phosphatase and urease activity in mixed prairie and fescue grassland Ah horizons. *Journal of Range Management* 37:31-35.

Dormaar, J.F. y Willms, W.D. (2000). Rangeland management impacts on soil biological indicators in southern Alberta. *Journal of Range Management* 53:233-238.

Douglas, B.F. y Magdoff, F.R. (1991). An evaluation of nitrogen mineralization indices for organic residues. *Journal of Environmental Quality* 20:368-372.

Drinkwater, L.E., Cambardella, C.A., Reeder, J.D. y Rice, C.W. (1996). Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biologically active soil nitrogen. En: Doran, J.W. y Jones, A.J. (Eds.). *Methods of Assessing Soil Quality*. Soil Science Society of America, Madison, WI. pp 217-229

Drury, C.F., Stone, J.A. y Findlay, W.I. (1991). Microbial biomass and soil structure associated with corn, grasses and legumes. *Soil Science Society of America Journal* 55:805-811.

Duchaufour, Ph. (1984). Edafología I: Edafogénesis y clasificación. Versión española por Carballas, T. T-Masson. Barcelona. 317 pp.

Duxbury, J.M. y Nkambule, S.V. (1994). Assessment and significance of biologically active soil nitrogen. En: Doran, J.W y Jones, A.J. (Eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Madison, Wiscosin, pp 125-146.

Duxbury, J.M., Scott-Smith, M., Doran, J.W., Jordan, C., Szott, L. y Vance, E. (1989). Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. En: Coleman, D.J., Oades, J.M. y Uehara, G. (Eds.). *Dynamics of Soil Organic Matter in Tropical Ecosystems*. Honolulu, Hawaii, USA: NifTAL Project.

Eckholm, E.P. (1976). *Losing Ground*. Norton, New York, 223 pp.

Eivazi, F. y Tabatabai, M.A. (1977). Phosphatases in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 9:169-172.

Eivazi, F. y Tabatabai, M.A. (1988). Glucosidases and galactosidases in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 20:601-606.

Ekenler, M. y Tabatabai, M.A. (2004). Arylamidase and amidohydrolases in soils as affected by liming and tillage systems. *Soil and Tillage Research* 77:157-168.

Elliot, E.T. (1997). Rationale for developing bioindicators of soil health. En: Pankhurst, C.E., Doube, B.M. y Gupta, V.V.S.R. (Eds.). *Biological Indicators of Soil Health*. CAB international, Wellington, pp 49-78.

Elliot, E.T. y Coleman, D.C. (1988). Let the soil work for us. *Ecological Bulletin* 39:23-32.

Elliot, E.T., Janzen, H.H., Campbell, C.A., Cole, C.V. y Meyer, R.J.K. (1994). An ecosystem approach to integrated nutrient management for sustainable land use. En:

Dumanski, J. (Ed.). Sustainable Land Management in the 21st century. Proceedings of an international workshop, Lethridge, Saskatchewan, Canada, 20-26 junio, 1993.

Engels, R., Hackenberg, C., Stumpf, U., Markus, P. y Kramer, J. (1993). Comparison of microbial dynamics in two Rhine Valley soils under organic management. *Biological Agriculture and Horticulture* 9:325-341.

Ennik, G.C., Gillet, M. y Sibma, L. (1980). Effect of high nitrogen supply on sward deterioration and root mass. En: Prins, W.H. y Arnold, G.H. (Eds.). The Role of N in Intensive Grassland Production. Pudoc, Wageningen, pp 67-76

Fauci, M.F. y Dick, R.P. (1994). Soil microbial dynamics: short- and long-term effects of inorganic and organic nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 58:801-806.

Filip, Z. (2002). International approach to assessing soil quality by ecologically-related biological parameters. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88:169-174.

Fraga, M.I., Blas, M.I. y Baleato, J.L.C. (2000). Composición florística de pastos de Galicia en función de las condiciones ambientales y técnicas de cultivo. Actas de la Tercera Reunión Ibérica de Pastos y Forrajes 57-64.

Fraga, M.I., Calvo, L.R. y Baleato, J.C. (2002). Comparative study of floristic diversity in sown grasslands and permanent pastures from Galicia (Northwest Spain). Fisher, G. y Frankow-Lindberg, B. (Eds.). Lowland Grasslands of Europe: Utilization and Development. FAO, Roma.

Frank, A.B., Liebig, M.A. y Hanson, J.D. (2002). Soil carbon dioxide fluxes in northern semiarid grasslands. *Soil Biology and Biochemistry* 34:1235-1241.

Frank, D.A. y Goffman, P.M. (1998). Ungulate vs. landscape control of soil C and N processes in grasslands of Yellowstone National Park. *Ecology* 79:2229-2241.

Frank, D.A. y Evans, R.D. (1997). Effects of native grazers on N cycling in a north-temperate grassland ecosystem. *Ecology* 78:2238-2248.

Frankenberger, Jr., W.T y Dick, W.A. (1983). Relationships between enzyme activities and microbial growth and activity indices in soil. *Soil Science Society of America Journal* 47:945-951.

Frankenberger, W.T. y Tabatabai, M.A. (1981). Amidase activity in soils. III. Stability and distribution. *Soil Science Society of America Journal* 45:333-338.

Franzluebbers, A.J., Hons, F.M. y Zuberer, D.A. (1994). Seasonal changes in soil microbial biomass and mineralizable C and N in wheat management systems. *Soil Biology and Biochemistry* 26:1469-1475.

Franzluebbers, A.J., Stuedemann, J.A., Schomberg, H.H. y Wilkinson, S.R. (2000). Soil organic C and N pools under long-term pasture management in the Southern Piedmont USA. *Soil Biology and Biochemistry* 32:469-478.

Fraser, D.G., Doran, J.W., Sahs, W.W. y Lesoing, G.W. (1988). Soil microbial populations and activities under conventional and organic management. *Journal of Environmental Quality* 17:585-590.

Freney, J.R., Melville, G.E. y Williams, C.H. (1975). Soil organic matter fractions as sources of plant available sulphur. *Soil Biology and Biochemistry* 7:217-221.

Frossard, E., Condon, L.M., Oberson, A., Sinaj, S. y Fardeau, J.C. (2000). Processes governing phosphorus availability in temperate soils. *Journal of Environmental Quality* 29:15-23.

Fyles, I.H., Juma, N.G. y Robertson, J.A. (1988). Dynamics of microbial biomass and faunal populations in long-term plots on a grey luvisol. *Canadian Journal of Soil Science* 68:91-100.

Fynn, R.W.S., Haynes, R.J. y O'Connor, T.G. (2003). Burning causes long-term changes in soil organic matter content of a South African grassland. *Soil Biology and Biochemistry* 35:677-687.

Gangegunte, G.K., Vance, G.F., Preston, C.M., Schuman, G.E., Ingram, L.J., Stahl, P.D. y Welker, J.M. (2005). Soil organic carbon composition in a Northern mixed-grass prairie: effects of grazing. *Soil Science Society of America Journal* 69:1746-1756.

García-Rodeja, E. (1983). Componentes no cristalinos en suelos de Galicia: Distribución, naturaleza y propiedades. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. 588 pp.

García-Álvarez, A. e Ibáñez, J.J. (1994). Seasonal fluctuations and crop influence on microbiota and enzyme activity in fully developed soils of central Spain. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 8:161-178.

García, C. y Hernández, T. (1996). Organic matter in bare soils of the Mediterranean region with a semiarid climate. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 10:31-41.

García, C. y Hernández, T. (1997). Biological and biochemical indicators in derelict soils subjected to erosion. *Soil Biology and Biochemistry* 29:171-177.

Garret, M.K. (1991). Nitrogen losses from grassland systems under temperate climatic conditions. En: Richardson, M.L. (Ed.). *Chemistry, Agriculture and the Environment*. The Royal Society of Chemistry, Thomas Graham House, Science Park, Cambridge.

Garwood, E.A. (1967). Studies on the Root of Grasses. Annual report 1966, Grassland Research Institute, Hurley. pp 72-79.

Gathumbi, S.M., Bohlen, P.J. y Graetz, D.A. (2005). Nutrient enrichment of wetland vegetation and sediments in subtropical pastures. *Soil Science Society of America Journal* 69:539-548.

Ghani, A., Dexter, M. y Perrott, K.W. (2003). Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts on fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology and Biochemistry* 35:1231-1243.

Gianfreda, L. y Bollag, J.M. (1994). Effects of soils on the behaviour of immobilized enzymes. *Soil Science Society of America Journal* 58:1672-1681.

Gill, K., Jarvis, S.C. y Hatch, D.J. (1995). Mineralization of nitrogen in long-term pasture soils: Effects of management. *Plant and Soil* 172:153-162.

Giller, K.N., Witter, E., Steve, P. y McGrath, S.P. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils. A review. *Soil Biology and Biochemistry* 30:1389-1414.

Giller, P.S. (1996). The diversity of soil communities, the “poor man’s tropical forest”. *Biodiversity Conservation* 5:135-168.

Gil-Sotres, F. (1997). El equilibrio bioquímico en los suelos. Implicaciones en el diagnóstico de la calidad del suelo. Trabajo de investigación de cátedra. Departamento de edafología y química agrícola. Universidad de Santiago de Compostela, 351 pp.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Ciardi, C., Ceccanti, B. y Leirós, M.C. (1992). Biochemical characterization of biological activity in very young mine soils. *Biology and Fertility of Soils* 13:25-30.

Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C. y Seoane, S. (2005). Different approaches to evaluating soil quality using biochemical properties. *Soil Biology and Biochemistry* 37:877-887.

Glanz, J.T.(1995). Saving our Soil: Solutions for Sustainable Earth’s Environment Resource. Johnson books, Boulder, Colorado. 253 pp.

González, A. (1992). Las praderas de gramínea y trébol y la fertilización nitrogenada en Galicia. En “100 años de Investigación Agraria”. Consellería de Agricultura, Xunta de Galicia. pp 383-393.

- González-Prieto, S.J., Villar, M.C., Carballas, M. y Carballas, T. (1994). Comparison between a chemical and a biological method to determine the N mineralization potential of temperate-humid region soils. *Plant and Soil* 162:147-150.
- González-Prieto, S.J., Carballas, M., Villar, M.C. y Carballas, T. (1995). Organic nitrogen mineralization in temperate humid-zone soils after two and six weeks of aerobic incubation. *Biology and Fertility of Soils* 20:237-242.
- Gould, W.D., Cook, F.D. y Webster, G.R. (1973). Factors affecting urea hydrolysis in several Alberta soils. *Plant and Soil* 38:393-401.
- Goyal, S., Mishra, M.M., Dhankar, S.S., Kapoor, K.K. y Batra, R.R. (1993). Microbial biomass turnover and enzyme activities following the application of farmyard manure to field soils with and without previous long-term applications. *Biology and Fertility of Soils* 15:60-64.
- Granastein, D.M. y Berdick, D.F. (1992). The need for a soil quality index: Local and regional perspectives. *American Journal of Alternative Agriculture* 7:12-16.
- Granastein, D.M., Berdick, D.F., Cochran, V.C., Elliot, L.F. y Hammel, J. (1987). Long-term tillage and rotation effects on soil microbial biomass carbon and nitrogen. *Biology and Fertility of Soils* 5:265-270.
- Grant, R.F. (1994). Simulation of ecological controls on nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 26:305-315.
- Grayston, S.J., Griffith, G.S., Mawdsley, J.L., Campbell, C.D. y Bardgett, R.D. (2001). Accounting for variability in soil microbial communities of temperate upland grassland ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 33:533-551.
- Gregorich, E.G., Carter, M.R., Angers, D.A., Monreal, C.M. y Ellert, B.H. (1994). Towards a minimum data set to assess soil organic-matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* 74:367-385.

Gregorich, E.G., Carter, M.R., Doran, J.W., Pankhurst, C.E. y Dwyer, L.M. (1997). Biological attributes of soil quality. En: Gregorich, E.G. y Carter, M.R. (Eds.). *Soil Quality for Crop Production and Ecosystem Health*. Developments in soil science 25. Elsevier science publishers. pp 26-38.

Grierson, P.F. y Adams, M.A. (2000). Plant species affect acid phosphatase, ergosterol and microbial P in a Jarrah (*Eucalyptus marginata* Donn ex Sm.) forest in south-western Australia. *Soil Biology and Biochemistry* 16:423-424.

Gutián, F. y Carballas, T. (1976). Técnicas de análisis de suelos. Pico Sacro, Santiago de Compostela. España. 288 pp.

Gutián, R. y Bardgett, R.D. (2000). Plant and soil microbial responses to defoliation in temperate semi-natural grassland. *Plant and Soil* 220:271-277.

Gupta, V.V.S.R. (1989). Microbial biomass sulphur and biochemical mineralization of sulphur in soil. Tesis doctoral. Universidad de Saskatchewan. Canadá.

Gupta, V.V.S.R. y Germida, J.J. (1988). Distribution of microbial biomass and its activity in different soil aggregate size classes as affected by cultivation. *Soil Biology and Biochemistry* 20:777-786.

Gupta, V.V.S.R., Lawrence, J.R. y Germida, J.J. (1988). Impact of elemental sulphur fertilisation agricultural soil, I. Effects on microbial biomass and enzyme activities. *Canadian Journal of Soil Science* 73:341-347.

Gupta, V.V.S.R., Farrell, R.E. y Germida, J.J. (1993). Activity of arylsulfatase in Saskatchewan soils. *Canadian Journal of Soil Science* 73:341-347.

Habern, J. (1992). Viewpoint: a soil health index. *Journal of Soil and Water Conservation* 47: 6.

Halstead, R.L. y McKercher, R.B. (1975). Biochemistry and cycling of phosphorus. En: Paul, E.A., McLaren, A.D. (Eds.). *Soil Biochemistry*, vol 4. Marcel Dekker, New York, pp 31-63.

Hamilton, E.W. y Frank, D.A. (2001). Can plants stimulate soil microbes and their own nutrient supply? Evidence from a grazing tolerant grass. *Ecology* 82:2397-2402.

Harris, R.F. y Bezdicek, D.F. (1994). Descriptive aspects of soil quality/health. En: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. y Stewart, B.A. (Eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America special publication n° 35, Madison, Wiscosin. pp 23-35.

Hart, R.H. y Loveland, C.S. (1989). Objectives of grazing trials. En: Marten, G.C. (Ed.). *Grazing Research: Design, Methodology and Analysis*. CSSA special publication n° 16. Madison, Wiscosin. pp 1-5.

Hassink, J., Scholefield, D. y Blatern, P. (1990). Nitrogen mineralization in grassland soils. En: Gaborcik, N., Krajcovic, V. y Zimkova, M. (Eds.). *Proceedings of the 13th General Meeting of the European Grassland Federation*, Vol 2. Banska Bystrica, Czechoslovakia. pp 25-32.

Hassink, J., Bouwman, L.A., Zwart, K.B. y Broussard, L. (1993). Relationships between habitable pore space, soil biota and mineralization rates in grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 25:47-55.

Hassink, J. (1994). Effect of soil texture on the size of the microbial biomass and on the amount of C and N mineralised per unit of microbial biomass in Dutch grassland soils. *Soil Biology and Biochemistry* 26:1573-1581.

Hatch, D.J., Lovell, R., Antil, R.S. y Jarvis, S.C. (2000). Nitrogen mineralization and microbial activity in permanent pastures amended with nitrogen fertilizer or dung. *Biology and Fertility of Soils* 30:288-293.

Hayano, K. y Tubaki, K. (1985). Origin and properties of β -glucosidase activity of tomato-field soil. *Soil Biology and Biochemistry* 17:553-557.

Hayano, K. (1996). Characterization and origin of protease activity in cultivated soils. *Japan Agricultural Research Quarterly* 30:79-84.

Haynes, R.J. (1999a). Size and activity of the microbial biomass under grass and arable management. *Biology and Fertility of Soils* 30:210-216.

Haynes, R.J. (1999b). Labile organic matter fractions and aggregate stability under short-term, grass-based leys. *Soil Biology and Biochemistry* 31:1821-1830.

Haynes, R.J. (2005). Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: An overview. *Advances in Agronomy* 85:221-268.

Haynes, R.J. y Swift, R.S. (1988). Effects of lime and phosphate additions on changes in enzyme activities, microbial biomass and levels of extractable nitrogen, sulphur and phosphorus in an acid soil. *Biology and Fertility of Soils* 6:153-158.

Haynes, R.J. y Williams, P.H. (1993). Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advances in Agronomy* 49:119-199.

Haynes, R.J. y Beare, M.H. (1996). Aggregation and organic matter storage in mesothermal, humid soils. En: Carter, M.R. y Stewart, B.A. (Eds.). *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, pp 213-262.

Haynes, R.J. y Tregurtha, R. (1999). Effects of increasing periods under intensive arable vegetable production on biological, chemical and physical indices of soil quality. *Biology and Fertility of Soils* 28:259-266.

Haynes, R.J. y Williams, P.H. (1999). Influence of stock camping behaviour on the soil microbial biochemical properties of grazed pastoral soils. *Biology and Fertility of Soils* 28:253-258.

He, Z.L., Yang, X.E., Baligar, V.C. y Calvert, D.V. (2003). Microbiological and biochemical indexing systems for assessing quality of acid soils. *Advances in Agronomy* 78:89-138.

Henry, J.L. y Menely, W.A. (1993). Nitrates in Western Canadian Groundwater. Western Canada Fertilizer Association, pp 1-31.

Hill, M.O., Evans, D.F. y Bell, S.A. (1991). Long-term effect of excluding sheep from hill pastures in North Wales. *Journal of Applied Ecology* 80:1-13.

Hintze, T., Geheln, P. y Schröder, D. (1994). Are the microbial biomass estimations equally valid with arable soils and forest soils? *Soil Biology and Biochemistry* 26:1207-1211.

Hofman, J. (2003). Research of the soil microorganisms at the biomass-, process-, and community- levels. Tesis doctoral. Universidad de Masaryk. 135 pp.

Hofman, J. y Dusek, L. (2003). Biochemical analysis of soil organic matter and microbial biomass composition-a pilot study. *European Journal of Soil Biology* 39:217-224.

Holland, E.A. y Coleman, D.C. (1987). Litter placement effects on microbial biomass and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology* 68:425-433.

Holland, J.N. (1995). Effects of above-ground herbivory on soil microbial biomass in conventional and no-tillage agroecosystems. *Applied Soil Ecology* 2:275-279.

Holt, J.A. (1997). Grazing pressure and soil carbon, microbial biomass and activities in semi-arid northeastern Australia. *Applied Soil Ecology* 5:143-149.

Hoult, E.H. y McGarity, J.W. (1986). The measurement and distribution of urease activity in a pasture system. *Plant and Soil* 93:359-366.

Houout, S y Chassoud, R. (1995). Impact of agricultural practices on the size and activity of the microbial biomass in a long-term field experiment. *Biology and Fertility of Soils* 19:309-316.

Hue, N.V. y Adams, F. (1984). Effects of phosphorus level on nitrification rates on three low-phosphorus ultisols. *Soil Science* 137:324-331.

Hunt, H.W., Coleman, D.C., Ingham, E.R., Ingham, R.E., Elliott, E.T., Moore, J.C., Rose, S.L., Reid, C.P.P. y Morley, C.R. (1987). The detrital food web in a short-grass prairie. *Biology and Fertility of Soils* 3:393-413.

Ikerd, J.E. (1993). The need for a system approach to sustainable agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 46:147-160.

Innes, L., Hobbs, P.J. y Bardgett, R.D. (2004). The impacts of individual plant species on rhizosphere microbial communities in soils of different fertility. *Biology and Fertility of Soils* 40:7-13.

Insam, H. (1990). Are the soil microbial biomass and basal respiration governed by the climatic regime? *Soil Biology and Biochemistry* 22:525-532.

Insam, H. y Domsch, K.H. (1988). Relationship between organic soil carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. *Microbial Ecology* 15:175-188.

Insam, H. y Haselwandter, K. (1989). Metabolic quotient of the soil microflora in relation to plant succession. *Oecologia* 79:171-178.

Insam, H., Parkinson, D. y Domsch, K.H. (1989). Influence of macroclimate on soil microbial biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 21:211-221.

Islam, K.R. y Weil, R.R. (2000). Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 79 9-16.

- Jansson, S.L. y Persson, J. (1982). Mineralization and immobilization of soil nitrogen. En: Stevenson, F.J. (Ed.). *Nitrogen in Agricultural Soils*. ASA, CSSA, SSSA, Madison, USA, pp 229-252.
- Janzen, H.H. (2004). Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:399–417.
- Janzen, H.H., Larney, F.J. y Olson, B.M. (1992). Soil quality factors of problem soils in Alberta. En: *Proceedings of the Alberta Soil Science Society Workshop*. Lethbridge, Alberta, Canada.
- Jarvis, S.C. y Barraclough, D. (1991). Variation in mineral nitrogen content under grazed grassland swards. *Plant and Soil* 138:177-188.
- Jarvis, S.C., Stockdale, E.A., Shepherd, M.A. y Powlson, D.S. (1996). Nitrogen mineralization in temperate agricultural soil: processes and measurements. *Advances in Agronomy* 57:187-235.
- Jenkison, D.S. (1988). Determination of microbial biomass carbon and nitrogen in soil. En: *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. Wilson, J.R. (Eds.). CAB International, pp 368-386.
- Jenkinson, D.S. y Ladd, J.N. (1981). Microbial biomass in soil: measurement, and turnover. En: Paul, E.A. y Ladd, J.N. (Eds.). *Soil Biochemistry*, vol 5. Marcel Dekker Inc. New York and Basel. pp 415-471.
- Jenny, H. (1980). *The Soil Origin: Origin and Behaviour*. Ecological studies 37, Springer-Verlag, New York.
- Jenny, H. (1984). The making and unmaking of fertile soil. En: Jackson, W., Berry, W. y Colman, B. (Eds.). *Meeting the Expectations of the Land*. North Point Press, San Francisco, California, pp 44-45.

Jensen, L.S., McQueen, D.J. y Shepherd, T.G. (1996). Effects of soil compactation on N-mineralization and microbial-C and -N. Field measurements. *Soil and Tillage Research* 38:175-188.

Joergensen, R.G., Meyer, B. Y Mueller, T. (1994). Timecourse of the soil microbial biomass under wheat: a one year field study. *Soil Biology and Biochemistry* 26:987-994.

Kaiser, E.A. (1994). About the significance of microbial biomass for carbon and nitrogen mineralization in soil. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 157:271-278.

Kaiser, E.A., Mülleer, T., Joergensen, R.G., Insam, H. y Heinemeyer, O. (1992). Evaluation of methods to stimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 24:675-683.

Kaiser, E.A., Martens, R. y Heinmeyer, O. (1995). Temporal changes in soil microbial biomass carbon in an arable soil. Consequences for soil sampling. *Plant and Soil* 170:287-295.

Kanan, K. y Oblisami, G. (1990). Influence of paper mill effluent irrigation on soil enzymes activities. *Soil Biology and Biochemistry* 22:923-926.

Kandeler, E., Gerfield, E. y Soborik, M. (1994). Microbial biomass, N mineralization and the activities of various enzymes in relation to nitrate leaching and root distribution in a slurry-amended grassland. *Biology and Fertility of Soils* 18:7-12.

Kandeler, E., Kampichler, O., y Horak, C. (1996). Influence of heavy metals on the functional diversity of soil microbial communities. *Biology and Fertility of Soils* 23:299-306.

Kandeler, E., Luxhoi, J., Tscherko, D. y Magid, J. (1999a). Xylanase, invertase and protease at the soil-litter interface of a loamy sand. *Soil Biology and Biochemistry* 31:1171-1179.

Kandeler, E., Stemmer, M. y Klimanek, E.M. (1999b). Response of soil microbial biomass, urease and xylanase within particle size fraction to long-term soil management. *Soil Biology and Biochemistry* 31:261-273.

Karlen, D.L. y Stott, D.E. (1994). A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. En: Doran, J.W y Jones, A.J. (Eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Madison, Wiscosin, pp 53-72.

Karlen, D.L., Andrews, S.S. y Doran, J.W. (2001). Soil Quality: Current concepts and applications. *Advances in Agronomy* 74:1-40.

Kennedy, A.C. y Papendick, R.I. (1995). Microbial characteristics of soil quality. *Journal of Soil and Water Conservation* 50:243-248.

Kertesz, M.A. (1999). Riding the sulphur cycle-metabolism of sulfonates and sulfate esters in gram negative bacteria. *FEMS Microbiological Reviews* 24:135-174.

Kertesz, M.A., Cook, A.M. y Leisinger, T. (1994). Microbial metabolism of sulfur- and phosphorus containing xenobiotics. *FEMS. Microbiological Reviews* 15:195-215.

Khan, A.R. (1996). Influence of tillage on soil aeration. *Journal of Agronomy and Crop Science* 177:253-259.

Kilham, K. y Staddon, W.J. (2002). Bioindicator and sensors of soil health and the application of geostatistics. En: Burns, R.G. y Dick, R.P. (Eds.). *Enzymes in the Environment: Activity, Ecology and Applications*. Marcel Dekker, Inc. Nueva York, pp 391-406.

Kiss, S., Dragan-Bularda, M., Radulescu, D. (1975). Biological significance of enzymes accumulated in soil. *Advances in Agronomy* 27:25-87.

Klein, T.M. y Koths, J.S. (1980). Urease, protease and acid phosphatase in soil continuously cropped to corn by conventional and no-tillage methods. *Soil Biology and Biochemistry* 12:293-294.

Klose, S. y Tabatabai, M.A. (1999). Urease activity of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 31:205-211.

Klose, S. y Tabatabai, M.A. (2000). Urease activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems. *Biology and Fertility of Soils* 31:191-199.

Klose, S., Moore, J.M., Tabatabai, M.A. (1999). Arylsulfatase activity of microbial biomass in soils as affected by cropping systems. *Biology and Fertility of Soils* 29:46-54.

Knight, T.R. y Dick, R.P. (2004). Differentiating microbial and stabilized β -glucosidase activity relative to soil quality. *Soil Biology and Biochemistry* 36:2089-2096.

Kögel-Knabner, I. (2002). The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 34:139-162.

Kshattriya, S., Sharma, G.D. y Mishra, R.R. (1992). Enzyme activities related to litter decomposition in forest of different age and altitude in North East India. *Soil Biology and Biochemistry* 24:265-270.

Kuzyakov, Y., Biryukova, O.V., Kuznetzova, T.V., Mölter, K., Kandeler, E. y Stahr, K. (2002). Carbon partitioning in plant and soil, carbon dioxide fluxes and enzyme activities as affected by cutting ryegrass. *Biology and Fertility of Soils* 35:348-358.

Ladd, J.N. (1978). Origin and range of enzymes in soil. En: Burns, R.G. (Ed.). *Soil Enzymes*. Academic Press, London, pp 51-96.

Ladd, J.N. y Butler, H.A. (1972). Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biology and Biochemistry* 4:19-30.

Ladd J.N. y Paul, E.A. (1973). Changes in enzymatic activity and distribution of acid-soluble, amino acid-nitrogen in soil during nitrogen immobilization and mineralization. *Soil Biology and Biochemistry* 5:825-840.

Ladd, J.N., Foster, R.C., Nannipieri, P. y Oades, J.M. (1996). Soil structure and biological activity. En: Stotzky, G. y Bollag, J.M. (Eds.). *Soil Biochemistry*, vol 9. Dekker, Nueva York, pp 23-78.

Lal, R. (1994). Sustainable land use and soil resilience. En: Greenland, D.J. y Szabolcs, I. (Eds.). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford, U.K. pp 41-67.

Lal, R. (1999). *Soil quality and soil erosion*. Soil and Water Society Conservation. Boca Raton. CRC Press. 329 pp.

Lal, R. y Pierce, F.J. (1991). The vanishing resource. En Lal, R. y Pierce, F.J. (Eds.). *Soil Management for Sustainability*. Soil and water conservation society, Ankeny, Iowa, pp 1-5.

Lal, R. y Stewart, B.A. (1992). *Soil Restoration*. Advances in Soil Science. Lewis Publisher. New York. 349 pp.

Larson, W.E. y Pierce, F.J. (1991). Conservation and enhancement of soil quality. En: *Evaluation for sustainable land management in the developing world*. Vol 2. IBSRAM proceedings 12. International Board for Soil Resource and Management. Bangkok. Thailand.

Larson, W.E. y Pierce, F.J. (1994). The dynamics of soil quality as a measure of sustainable land management. En: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicsek, D.F. y

Stewart, B.A. (Eds.). Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Soil Science Society of America Special Publication n° 35, Madison, Wisconsin. pp 37-51

Lecain, D.R., Morgan, J.A., Schuman, G.E., Reeder, J.D. y Hart, R.H. (2000). Carbon exchange rates in grazed and ungrazed pastures of Wyoming. *Journal of Range Management* 53:199-206.

Leirós, M.C., Díaz-Fierros, F., Carballas, M., Cabaneiro, A., Carballas, T., Gil-Sotres, F. y Villar, M.C. (1983). The soil dynamics of cattle slurry. 2. Nitrogen. *Studies about Humus* II, 317-320.

Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, M.C., García-Fernández, F. y Gil-Sotres, F. (1999). Defining the validity of a biochemical index of soil quality. *Biology and Fertility of Soils* 30:140-146.

Leirós, M.C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S. y Gil-Sotres, F. (2000). Biochemical properties of acid soils under *climax* vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, N.W. Spain): general parameters. *Soil Biology and Biochemistry* 32:747-745.

Leita, L., de Nobili, L.L., Mondicini, M., Muhlbachova, G., Marchiol, L., Bragato, G. y Contin, M. (1999). Influence of organic and inorganic fertilization on soil microbial biomass, metabolic quotient and heavy metal bioavailability. *Biology and Fertility of Soils* 28:371-376.

Li, X. y Sarah, P. (2003). Enzyme activities along a climate transect in the Judean Desert. *Catena* 54:349-363.

Liebig, M.A. y Doran, J.W. (1999). Impact of organic production practices on soil quality indicators. *Journal of Environmental Quality* 28:1601-1609.

Linden, D.R., Hendrix, P.F., Coleman, D.C. y Vliet, P.C.J. (1994). Faunal indicators of soil quality. En: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. y Stewart, B.A. (Eds.).

Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. SSSA special publication nº 35. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp 91-106.

Lloveras, J. (1982). Cultivos y rotaciones de cultivos. *El Campo* 86:85-99.

Loll, M.J. y Bollag, J.M. (1983). Protein transformations in soils. *Advances in Agronomy* 36:351-382.

Lovell, R.D. y Hatch, D.J. (1998). Stimulation of microbial activity following spring application of nitrogen. *Biology and Fertility of Soils* 26:28-30.

Lovell, R.D., Jarvis, S.C. y Bardgett, R.D. (1995). Microbial biomass and activity in long term grassland: effects of management changes. *Soil Biology and Biochemistry* 27:969-975.

Lowdermilk, W.C. (1939). Conquest of the Land through 7000 Years. USDA-ARS Bulletin 99, Washington D.C. 30 pp.

Luxhøj, J., Magid, J., Tschierko, D., Kandeler, E. (2002). Dynamics of invertase, xylanase and coupled quality indices of decomposing green and brown plant residues. *Soil Biology and Biochemistry* 34:501-508.

Lynch, J.M. y Panting, L.M. (1980). Cultivation and the soil biomass. *Soil Biology and Biochemistry* 12:29-33.

MacDuff, J.H. y White, R.E. (1985). Net mineralization and nitrification rates in a clay soil measured and predicted in permanent grassland from soil temperature and moisture content. *Plant and Soil* 86:151-172.

MAPA. (1998). Anuario de estadística agraria.

Marau, M. y Schern, S. (1996). Seasonal changes in microbial biomass and activity in leaf litter layers of beech (*Fagus sylvatica*) forest on a basalt-limestone gradient. *Pedobiologia* 40:21-31.

Marchiori, M.Jr. y Melo, W.J. (1999). Carbono, carbono da biomassa microbiana e atividade enzimática em um solo sob mata natural, pastagem e cultura do algodoeiro. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 23:257-263.

Marschner, P., Kandeler, E. y Marschner, B. (2003). Structure and function of the soil microbial community in a long-term field fertilizer experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 35:453-461.

Martens, R. (1987). Estimation of microbial biomass in soil by the respiration method: importance of soil pH and flushing methods for the measurement of respired CO₂. *Soil Biology and Biochemistry* 19:77-81.

Martens, R. (1995). Current methods for measuring microbial biomass C in soil: Potentials and limitations. *Biology and Fertility of Soils* 19:87-99.

Martens, D.A., Johanson, J.B. y Frankenberg, J.R.W. (1992). Production and persistence of soil enzyme with repeated additions of organic residues. *Soil Science* 153:61-83.

Martikainen, P.J., Aarnio, T., Taavitsainen, V., Paivinen, L. y Salonen, K. (1989). Mineralization of carbon and nitrogen in soil samples taken from three fertilized pine stands: Long-term effects. *Plant and Soil* 114:99-106.

Mawdsley, J.L., Bardgett, R.D. (1997). Continuous defoliation of perennial ryegrass (*Lolium perenne*) and white clover (*Trifolium repens*) and associated changes in the microbial population of an upland grassland soil. *Biology and Fertility of Soils* 24:52-58.

McCarty, G.W., Shogren, D.R. y Bremner, J.M. (1992). Regulation of urease production in soil by microbial assimilation of nitrogen. *Biology and Fertility of Soils* 12:261-264.

McCarty, G.W. y Mesinger, J.J. (1997). Effects of N fertilizer treatments on biologically active N pools in soils under plow and no tillage. *Biology and Fertility of Soils* 24:406-412.

McGill, W.B., Dormaar, J.F. y Reint-Dwyer, E. (1988). New perspectives on soil organic matter quality, quantity and dynamics on the Canadian Prairies. En: Land Degradation and Conservation Tillage: Proceedings of the 34th Annual Canadian Society of Soil Science Meeting, Calgary, Canadá. pp 30-48.

McGill, W.B., Cannon, K.R., Robertson, J.A. y Cook, F.D. (1986). Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *Canadian Journal of Soil Science* 66:1-19.

McKeague, J.A. y Day, J.H. (1966). Dithionite and oxalate extractable Fe and Al as an aid in differentiating various classes of soils. *Canadian Journal of Soil Science* 46:13-22.

Merckx, R., Den Hatog, A. y van Veen, J.A. (1985). Turnover of root-derived material and related microbial biomass formation in soils of different texture. *Soil Biology and Biochemistry* 17:565-569.

Metherel, A.K. (2003). Management effects on soil carbon storage in New Zealand pastures. *Proceedings of the New Zealand Grassland Association* 65:259-264.

Meyer, J.R., Campbell, C.L., Moser, T.J., Hess, G.R., Rawlings, J.O., Peck, S. y Heck, W.W. (1992). Indicators of the ecological status of agroecosystems. En: McKenzie, D.H., Hyatt, E.D. y McDonald, V.J. (Eds.). *Ecological Indicators*. Vol 2, Elsevier, London, pp 629-658.

Meyer, K., Joergesen, R.G. y Meyer, B. (1996). The effects of reduced tillage on microbial biomass C and P in sandy loess soils. *Applied Soil Ecology* 5:71-79.

Miguéns-Vázquez, T. (2005). Introducción al estudio de las propiedades bioquímicas de suelos forestales gallegos de repoblación. Tesina de licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela.

Milne, R.M. y Haynes, R.J. (2004). Soil organic matter, microbial properties, and aggregate stability under annual and perennial pastures. *Biology and Fertility of Soils* 39:172-178.

Mills, A.J. y Fey, M.V. (2004). Declining soil quality in South Africa: effects of land use on soil organic matter and surface crusting. *South African Journal of Plant and Soil* 21:388-398.

Mishra, S., Di, H.J., Cameron, K.C., Monaghan, R. y Carran, A. (2005). Gross nitrogen mineralisation rates in pastoral soils and their relationships with organic nitrogen fractions, microbial biomass and protease activity under glasshouse conditions. *Biology and Fertility of Soils* 42:45-53.

Mitchell, M.J., David, M.B. y Harrison, R.B. (1992). Sulphur dynamics of forest ecosystem. En: Howarth, R.W., Stewart, J.W.B. y Ivanov, M.V. (Eds.). *Sulphur Cycling on the Continents: Wetland, Terrestrial Ecosystems and Associated Water Bodies*". John Wiley and sons, Chichester, pp 215-260.

Monaghan, R.M. y Barraclough, D. (1992). Some chemical and physical factors affecting the rate and dynamics of nitrification in urine-affected soil. *Plant and Soil* 143:11-18.

Monreal, C.M. y Bergstrom, D.W. (2000). Soil enzymatic factors expressing the influence of land use, tillage system and texture on soil biochemical quality. *Canadian Journal of Soil Science* 80:419-428.

Montserrat, P. y Fillat, F. (1990). The systems of grassland management in Spain. En: Brey Meyer, A. (Ed.). *Ecosystems of the World, Managed Grasslands. Regional Studies*, vol. 17A, Elsevier, pp 37-70.

- Moreno, J. (1983). Recursos vegetales en Galicia. I xornadas de estudo sobor dos recursos básicos da agricultura galega. *Cuadernos da Área de Ciencias Agrarias* 4:205-240.
- Morris, S.J. (1999). Spatial distribution of fungal and bacterial biomass in southern Ohio hardwood forest: fine scale variability and microscale patterns. *Soil Biology and Biochemistry* 31:1375-1386
- Moscoso, F. (2003). Calidad bioquímica de los suelos abonados con lodo de depuradora. Tesina de licenciatura. Universidad de Santiago de Compostela.
- Mosquera, R. y González, A. (1995). Estudio de la composición botánica en sistemas lecheros sometidos a diversa carga. Actas del Congreso de la Sociedad Española de Malherbología 73-76.
- Mosquera, R., González, A. y Brea, T. (1992). Efecto de las dosis y tiempo de aplicación del primer nitrógeno anual a una pradera de raigrás y trébol. XXXII Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de Pastos, pp 185-193.
- Mosquera, R., González-Rodríguez, A. y Rigueiro-Rodríguez, A. (1999). Ecología y Manejo de Praderas. Instituto Nacional de Investigación y Tecnología Agraria y Alimentaria (INIA). Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. España.
- Muslera, E. y Ratera, C. (1991). Praderas y Forrajes: Producción y Aprovechamiento. Mundi-Prensa, Madrid. 657 pp.
- Mytton, L.R., Creswell, A. y Colbourn, P. (1993). Improvement in soil structure associated with white clover. *Grass Forage Science* 48:84-90.
- Nannipieri, P. (1994). The potential use of soil enzymes as indicators of productivity, sustainability and pollution. En: Pankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. y Grace P.R (Eds.). *Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems*. CSIRO. East Melbourne, pp 238-244.

Nannipieri, P., Pedrazzini, F., Arcara, P.G. y Piovaneli, C. (1979). Changes in amino acids, enzyme activities, and biomasses during microbial growth. *Soil Science* 127:26-34.

Nannipieri, P., Ceccanti, B., Cervelli, S. y Materese, E. (1980). Extraction of phosphatase, urease, proteases and organic carbon from soil. *Soil Science Society American Journal* 44:1011-1016.

Nannipieri, P., Muccini, L. y Ciardi, C. (1983). Microbial biomass and enzyme activities: production and persistence. *Soil Biology and Biochemistry* 15:679-685.

Nannipieri, P., Ceccanti, B. y Grego, S. (1990). Ecological significance of biological activity in soil. En: Bollag, J.M. y Stotzky, G. (Eds.). *Soil Biochemistry*, vol 6. Marcel Dekker, New York, pp 293-335.

Nannipieri, P., Landi, L. y Badalucco, L. (1995). La capacità metabolica e la qualità del suolo. *Agronomia* 29:312-316.

Nannipieri, P., Sequi, P. y Fusi, P. (1996). Humus and enzyme activity. En: Piccolo, A. (Ed.). *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Marcel Dekker, New York, pp 293-328.

Nannipieri, P., Kandeler, E. y Ruggiero, P. (2002). Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soils. En: Burns, R.G. y Dick, R.P. (Eds.). *Enzymes in the Environment: Activity, Ecology and Applications*. Marcel Dekker Inc, Nueva York, pp 1-34.

Neill, C., Piccolo, M.C., Steudler, P.A., Melillo, J.M., Feigl, B. y Cerri, C.C. (1995). Nitrogen dynamics in soils of forest and active pastures in the western Brazilian Amazon Basin. *Soil Biology and Biochemistry* 27:1167-1175.

Neill, C., Piccolo, M.C., Cerri, C.C., Steudler, P.A., Melillo, J.M. y Brito, M. (1997). Net nitrogen mineralization and net nitrification rates in soils following deforestation

for pasture across the southwestern Brazilian Amazon Basin landscape. *Oecologia* 110:243-252.

Neill, C., Piccolo, M.C., Melillo, J.M., Steudler, P.A., Cerri, C.C. (1999). Nitrogen dynamics in Amazon forest and pasture soils measured by ^{15}N pool dilution. *Soil Biology and Biochemistry* 31:567-572.

Nortcliff, S. (2002). Standarization of soil quality attributes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 88:161-168.

Northup, B.K., Brown, J.R. y Holt, J.A. (1999). Grazing impacts on the spatial distribution of soil microbial biomass around tussock grasses in a tropical grassland. *Applied Soil Ecology* 13:259-270.

Nsabimana, D., Haynes, R.J. y Wallis, F.M. (2004). Size, activity and catabolic diversity of the soil microbial biomass as affected by land use. *Applied Soil Ecology* 26:81-92.

Oades, J.M. (1993). The role of biology in the formation, stabilization and degradation of soil structure. *Geoderma* 56:377-400.

Ocio, J.A., Brookes, P.C. y Jenkinson, D.S. (1991). Field incorporation of straw and its effects on microbial biomass and soil inorganic nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* 23:171-176.

Odum, E.P. (1969). The strategy of ecosystem development. *Science* 164:262-270.

Ohashi, K. y Yoshida, S. (1988). Phosphomonoesterase activity in cultivated soils amended with different levels of organic materials. *Soil Science and Plant Nutrition* 34:293-296.

Olander, L.P. y Vitousek, P.M. (2000). Regulation of soil phosphatase and chitinase activity by N and P availability. *Biogeochemistry* 49:175-190.

Oldeman, L.R. (1994). The global extent of soil degradation. En: Greenland, D.J. y Szabolcs, I. (Eds.). *Soil Resilience and Sustainable Land Use*. CAB International, Wallingford, U.K. pp 99-118.

Olsen, S.R., Cole, F.S., Watanabe, F.S. y Dean, L.A. (1954). Estimation of available phosphorus in soil by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Department of agriculture. Circular 939.

Olson, G.W. (1981). Archaeology: lessons on future soil use. *Journal of Soil and Water Conservation* 36: 261-264.

Ohtonen, R., Munsen, A. y Brand, D. (1992). Soil microbial community response to silvicultural intervention in coniferous plantation systems. *Ecological Applications* 2:263-375.

O'Toole, P., Morgan, M.A., y McGarry., S. (1985). A comparative study of urease activities in pasture and tillage soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 16:759-773.

Pancholy, S.K. y Rice, E.L. (1973). Soil enzymes in relation to old field succession: Amylase, cellulase, invertase, dehydrogenase and urease. *Soil Science Society of America Proceedings* 37:45-50.

Pande, P.K. y Sharma, S.C. (1994). Seasonal variations in carbohydrase activities in soils of some tropical plantations. *Tropical Ecology* 35:253-262.

Papendick, R.I. y Parr, J.F. (1992). Soil quality: The key to a sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture* 7:2-3.

Park, J. y Cousins, S.H. (1995). Soil biological health and agro-ecological change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 56:137-148.

Parkinson, D. y Coleman, D.C. (1991). Methods for assessing soil microbial populations, activity and biomass. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 34:3-33.

Parkinson, R.J., Griffiths, P. y Heathwaite, A.L. (2000). Transport of nitrogen in soil water following the application of animal manures to sloping grassland. *Hydrological Sciences-Journal des Sciences Hydrologiques* 45:61-73.

Parfitt, R.I. y Henmi, T. (1982). Comparison of an oxalate extraction method and an infrared spectroscopic method for determining allophanane in soil clays. *Soil Science and Plant Nutrition* 28:183-190.

Parfitt, R.I., Yeates, G.W., Ross, D.J., Mackay, A.D. y Budding, P.J. (2005). Relationships between soil biota, nitrogen and phosphorus availability, and pasture growth under organic and conventional management. *Applied Soil Ecology* 28:1-13.

Parr, J.F., Papendick, R.I., Hornik, S.B. y Meyer, R.E. (1992). Soil quality: Attributes and relationship to alternative and sustainable agriculture. *American Journal of Alternative Agriculture* 7:5-11.

Parsons, A.J., Orr, R.J. Penning, P.D. y Lockyer, D.R. (1991). Uptake, cycling and fate of nitrogen in grass clover swards continuously grazed by sheep. *Journal of Agriculture Science. Cambridge* 116:47-61.

Patra, A.K., Jarvis, S.C. y Hatch, D.J. (1999). Nitrogen mineralization in soil layers, soil particles and macro-organic matter under grassland. *Biology and Fertility of Soils* 29:38-45.

Patra, D.D., Brookes, P.C., Coleman, K. y Jenkinson, D.S. (1990) Seasonal changes of soil microbial biomass in an arable and a grassland soil which have been under uniform management for many years. *Soil Biology and Biochemistry* 22:739-742.

Patra, D.D., Chand, S. y Anwar. (1995). Seasonal changes in microbial biomass in soils cropped with palmarosa (*Cymbopogon martinii*, L.) and Japanese mint (*Mentha arvensis*, L.) in subtropical India. *Biology and Fertility of Soils* 19:193-196.

Paul, E.A. (1984). Dynamics of organic matter in soil. *Plant and Soil* 76:275-285.

Paustian, K., Andreas, O., Janzen, H.H., Lal, R., Smith, P., Tian, G., Tiessen, H., Van Noordwijk, M. y Woomer, P.L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use and Management* 13:230-244.

Pearce, D. y Warford, J. (1993). World without End. World Bank, Washington D. C.

Peña-Cordero, W. (2004). Los suelos desarrollados sobre serpentinitas y su relación con la flora endémica. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

Perucci, P. (1992). Enzyme activity and microbial biomass in a field soil amended with municipal refuse. *Biology and Fertility of Soils* 14:54-60.

Phankhurst, C.E. (1994). Biological indicators of soil health and sustainable productivity. En: Greenland, D.J. y Szabolcs, I. (Eds.). Soil Resilience and Sustainable Land Use. CAB international, Wallingford, U.K., pp 331-351.

Phankhurst, C.E. y Lynch, J.M. (1994). The role of soil biota in sustainable agriculture. En: Phankhurst, C.E., Doube, B.M., Gupta, V.V.S.R. y Grace, P.R. (Eds.). Soil Biota: Management in Sustainable Farming Systems. CSIRO press, Melbourne, pp 3-9.

Phankhurst, C.E., Hawke, B.G., McDonald, H.J., Kirkby, C.A., Buckerfield, J.C., Michelsen, P., O'Brien, K.A., Gupta, V.V.S.R. y Doube, B.M. (1995). Evaluation of soil biological properties as potentials bioindicators of soil health. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 35:1015-1028.

Picek, T., Šimek, M. y Šantrůčková H. (2000). Microbial responses to fluctuation of soil aeration status and redox conditions. *Biology and Fertility of Soils* 31:315-322.

Pierce, F.J. y Larson, W.E. (1993). Developing criteria to evaluate sustainable land management. En: Kimble, J.M. (Ed.). Proceedings of the 8th international soil management workshop: Utilization of soil survey information for sustainable land use. USDA-SCS, national soil survey center, Lincoln, Nebraska. pp 7-14.

Pierzinsky, G.M., Sims, J.T y Vance, G.F. (1994). Soils and Environmental Quality. Lewis publishers, CRC Press, Boca Raton, Florida.

Pilbeam, C.J., Mahapatra, B.S. y Wood, M. (1993). Soil matric potential effects on gross rates of nitrogen mineralization in an Orthic Ferralsol from Kenya. *Soil Biology and Biochemistry* 25:1409-1413.

Piñeiro, J. (1986). Praderas sembradas en Galicia: Especies que la componen. III xornadas de estudo sobor do tema produccións gandeiras en Galicia. *Cuadernos da Área de Ciencias Agrarias*, 6:27-50.

Piñeiro, J. (1994a). Especies y mezclas pratenses en la España húmeda. Actas XXXIV reunión científica de la sociedad española para el estudio de pastos. pp 281-284.

Piñeiro, J. (1994b). Praderas sembradas en Galicia: especies que la componen. *Cuadernos del Área de Ciencias Agrarias* 6:27-44.

Piñeiro, J. y Pérez, M. (1993). Mezclas pratenses para la España húmeda. Hoja divulgadora 8/92. MAPA. Secretaría General de Estructuras Agrarias.

Piñeiro, J. y González, A. (2002). Grasslands in Galicia. Fisher, G. y Frankow-Lindberg, B. (eds). Lowland grasslands of Europe: utilization and development. FAO. Roma. 282 pp.

Piñeiro, J. y Díaz, N. (2005). La producción forrajera en la España húmeda. Producciones agroganaderas: gestión eficiente y conservación del medio natural. XLV Reunión científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, pp 425-463. Gijón.

Piñeiro, J., Fernández, B., Martínez, A., Pérez, M. y Rodríguez, M. (1994). Comportamiento de diversas especies pratenses y de sus mezclas binarias gramínea-leguminosa en la Cornisa Cantábrica. Actas XXXIV Reunión científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, 183-189. Santander.

Pollock, C.J. (1990). The response of plants to temperature change. *Journal of Agricultural Science, Cambridge* 115:1-5.

Porta, J., López Acevedo, M. y Roquero, C. Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid, 849 pp.

Porter, L.K. (1969). Nitrogen in grassland ecosystems. En: Dix, R.L. y Beidleman, R.G. (Eds.). *The Grassland Ecosystem: A Preliminary Synthesis*. Range sciences department, science series nº 2. Colorado State University, Ft. Collins, Colorado. pp 377-402.

Postel, S. (1994). Carrying capacity: Earth's bottom line. En: Brown, L.R. (Ed.). *State of the World, 1994*. W.W. Norton, Nueva York, pp 3-21.

Power, J.F. y Myers, R.J.K. (1989). The maintenance or improvement of farming systems in North America and Australia. En: Stewart, J.W.B. (Ed). *Soil Quality in Semi-arid Agriculture*. Proceedings of an international conference sponsored by the Canadian International Development Agency, Saskatoon, Saskatchewan, Canada. Saskatchewan Institute of Pedology, University of Saskatchewan, Saskatoon, Canada. pp 273-292.

Powlson, D.S. y Jenkinson, D.S. (1981). A comparison of the organic matter, biomass, adenosine triphosphate and mineralizable nitrogen contents of ploughed and direct-drilled soils. *Journal of Agricultural Science* 97:713-721.

Powlson, D.S., Brookes, P.C. y Christensen, B.T. (1987). Measurement of soil microbial biomass provides an early indication of changes in total soil organic matter due to straw incorporation. *Soil Biology and Biochemistry* 19:159-164.

de Prado, R., Tena, M., Pinilla, J.A. (1982). Relation entre la teneur en matière organique et les activités phosphatases de différents sols. *Agronomie* 2:539-544.

Prescott, C.E., Corbin, J.P. y Parkinson, D. (1992). Immobilization and availability of N and P in the forest floors of fertilized Rocky Mountains coniferous forests. *Plant and Soil* 143:1-10.

Prieto-Fernández, A. (1996). Esosistemas forestales quemados: dinámica del nitrógeno y de la biomasa microbiana edáfica. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

Quinn, D. (1993). Ishmael. Batam books, New York. 218 pp.

Raich, J.W. y Schlesinger, W.H. (1992). The global carbon dioxide flux in soil respiration and its relationship to vegetation and climate. *Tellus* 44B:81-99.

Rains, J.R., Owensby, C.E. y Kemp, K.E. (1975). Effects of nitrogen fertilization, burning, and grazing on reserve constituents of big bluestem. *Journal of Range Management* 28:358-362.

Rapport, D.J. (1989). What constitutes ecosystem health? *Perspectives in Biology and Medicine* 33:120-132.

Rapport, D.J. (1995). Ecosystem services and management options as blanket indicators of ecosystem health. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 4:97-105.

Rastin, N., Rosenplänter, K. y Hüttermann, A. (1988). Seasonal variation of enzyme activity and their dependence of certain soil factors in a beech forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 20:637-642.

Rastin, N., Schlechte, G., Hüttermann, A. y Rosenplänter, K. (1990). Seasonal fluctuations of some biological and biochemical factors and their dependence on certain soil factors on the upper and lower slope of a spruce forest. *Soil Biology and Biochemistry* 22:1049-1061.

Recous, S., Machet, J.M. y Mary, B. (1988). The fate of 15 N urea and ammonium nitrate applied to a winter wheat crop. II. Plant uptake and nitrogen efficiency. *Plant and Soil* 112:215-224.

Ridley, A.M., Mele, P.M. y Beverly, C.R. (2004). Legume-based farming in Southern

Australia: developing sustainable systems to meet environmental challenges. *Soil Biology and Biochemistry* 36:1213-1221.

Ritter, W.F. (1988). Reducing impacts of nonpoint source pollution from agriculture: A review. *Journal of Environmental Science and Health* 23:645-667.

Robertson, F.A., Myers, R.F.K. y Saffigna, P.G. (1993). Carbon and nitrogen mineralization in cultivated and grassland soils in subtropical Queensland. *Australian Journal of Soil Research* 31:611-619.

Robinson, D., Griffiths, B., Ritz, K. y Wheatley, R. (1989). Root-induced nitrogen mineralization: A theoretical analysis. *Plant and Soil* 117:185-193.

Rochette, P., Angers, D.A. y Cote, D. (2000). Soil carbon and nitrogen dynamics following application of pig slurry for the 19th consecutive year. I. Carbon dioxide fluxes and microbial biomass carbon. *Soil Science Society of America Journal* 64:1389-1395.

Rodwell, J.S. (1992). Grassland and Montane Communities. British Plant Communities, vol 3. Cambridge University Press. 345 pp.

Roper, M.M. y Gupta, V.V.S.R. (1995). Management practices and soil biota. *Australian Journal of Soil Research* 33:321-331.

Roper, M.M. y Smith, A.N. (1991). Straw decomposition and nitrogenase activity, C₂H₂ reduction by free-living microorganisms from soil: effects of pH and clay content. *Soil Biology and Biochemistry* 23:275-283.

Ross, D.J. (1975). Studies on a climosequence of soils in tussock grasslands. Invertase and amylase activities of topsoils and their relationships with other properties. *New Zealand Journal of Science* 18:511-518.

Ross, D.J. (1976). Invertase and amylase activities in ryegrass and white clover plants and their relationships with activities in soils under pasture. *Soil Biology and Biochemistry* 8:351-358.

Ross, D.J. y Roberts, H.S. (1970). Enzyme activities and oxygen uptakes of soils under pasture in temperature and rainfall sequences. *Journal of Soil Science* 21:368-381.

Ross, D.J., Speir, T.W., Cowling, J.C. y Whale, K.N. (1984). Temporal fluctuations in biochemical properties of soils under pasture. II. Nitrogen mineralization and enzyme activities. *Australian Journal of Soil Research* 22:319-330.

Ross, D.J., Speir, T.W., Kettles, H.A. y Mackay, A.D. (1995). Soil microbial biomass, C and N mineralization and enzyme activities in a hill pasture: influence of season and slow-release P and S fertilizer. *Soil Biology and Biochemistry* 27:1431-1443.

Ross, D.J., Speir, T.W., Tate, K.R. y Feltham, C.W. (1997). Burning in a New Zealand snow-tussock grassland: effects on soil microbial biomass and nitrogen and phosphorus availability. *New Zealand Journal of Ecology* 21:63-71.

Röver, M. y Kaiser, E.A. (1999). Spatial heterogeneity within the plough layer: low and moderate variability of soil properties. *Soil Biology and Biochemistry* 31:175-187.

Ruess, R.W. (1988). The interaction of defoliation and nutrient uptake in *Sporobolus kentrophyllus*, a short grass species from the Serengeti Plains. *Oecologia* 77:550-556.

Saá, A. (1995). Estudio de la influencia de los incendios forestales sobre el fósforo orgánico e inorgánico y la actividad enzimática en suelos. Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela.

Sakadevan, K., Hedley, M.J. y Mackay, A.D. (1993). Mineralization and fate of organic sulphur and nitrogen in hill pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 36:271-281.

Santruckova, H. (1992). Microbial biomass, activity and soil respiration in relation to secondary succession. *Pedobiologia* 36:341-350.

Santruckova, H. y Straskraba, M. (1991). On the relationship between specific respiration activity and microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 23:525-532.

Sarathchandra, S.U y Perrot, K.W. (1984). Assay of β -glucosidase activity in soils. *Soil Science* 138:15-19.

Sarathchandra, S.U, Perrot, K.W. y Upsdell, M.P. (1984). Microbiological and biochemical characteristics of a range of New Zealand soils under stabilized pasture. *Soil Biology and Biochemistry* 16:177-183.

Sarathchanda, S.U., Perrot, K.W., Boase, M.R. y Waller, J.E. (1988). Seasonal changes and the effects of fertiliser in some chemical, biochemical and microbiological characteristics of high-producing pastoral soil. *Biology and Fertility of Soils* 6:328-335.

Sarathchanda, S.U., Ghani, A., Yeates, G.W., Burch, G. y Cox, N.R. (2001). Effect of nitrogen and phosphate fertilisers on microbial and nematode diversity in pasture soils. *Soil Biology and Biochemistry* 33:953-964.

Saviozzi, A., Levi-Minzi, R., Cardelli, R. y Rifaldi, R. (2001). A comparison of soil quality in adjacent cultivated, forest and native grassland soils. *Plant and Soil* 233:251-259.

Schimel, J.P. y Clein, J.S. (1996). Microbial response to freeze-thaw cycles in tundra and taiga soils. *Soil Biology and Biochemistry* 28:1061-1066.

Schinner, F. y von Mersi, W. (1990). Xylanase-, CM-cellulase- and invertase activity in soil: An improved method. *Soil Biology and Biochemistry* 22:511-515.

Schipper, L.A. y Sparling, G.P. (2000). Performance of soil condition indicators across taxonomic groups and land uses. *Soil Science Society of America Journal* 64:300-311.

Schlesinger, W.H. y Andrews, J.A. (2000). Soil respiration and the global carbon cycle. *Biogeochemistry* 48:7-20.

Schnürer, J., Clarholm, M., Bostrom, S. y Rosswall, T. (1986). Effects of moisture on soil microorganisms and nematodes: a field experiment. *Microbial Ecology* 12:217-230.

Schuman, G.E., Reeder, J.D., Manley, J.T., Hart, R.H. y Manley, W.A. (1999). Impact of grazing management on the carbon and nitrogen balance of a mixed-grass rangeland. *Ecological Applications* 9:65-71.

Seastedt, T.R., Ramundo, R.A. y Hayes, D.C. (1988). Maximization of densities of soil animals by foliage herbivory: empirical evidence, graphical and conceptual models. *Oikos* 51:243-248.

Senmartin, M. y Oesterheld, M. (2001). Effects of grazing pattern and nitrogen availability on primary productivity. *Oecologia* 126:225-230.

Sheppard, S.C. (1999). Soil microbial bioassays: quick and relevant but are they useful? *Human and Ecological Risk Assessment* 5:697-705.

Siciliano, S.D. y Germida, J.J. (2005). Sulphur in soils. Biological transformations. En: Hillel, D. (Ed.). *Encyclopaedia of Soils in the Environment*. Elsevier Academic Press, pp 85-90.

Sierra, J. (1997). Temperature and soil moisture dependence of N mineralization in intact soil cores. *Soil Biology and Biochemistry* 29:1557-1563.

Sikora, L.J. y Stott, D.E. (1996). Soil organic carbon and nitrogen. En: Doran, J.W. y Jones, A.J. (Eds.). *Methods for Assessing Soil Quality*, SSSA Special publication, 49. SSSA y ASA, Madison, WI, pp 247-271.

Silgram, M. y Shepherd, M.A. (1999). The effects of cultivation on soil nitrogen mineralization. *Advances in Agronomy* 65:267-311.

Skujins, J.J. (1976). Extracellular enzymes in soil. C.R.C. *Critical Reviews in Microbiology* 4:383-421.

Skujins, J. (1978). History of abiotic soil enzyme research. En: Burns, R.G. (Ed.). *Soil Enzymes*. Academic Press, London, pp 1-49.

Smith, J.L. y Paul, E.A. (1990). The significance of soil microbial biomass estimations. En: Stotzky, G. y Bollag, J.M. (Eds.). *Soil Biochemistry*, vol 6. Dekker, Nueva York, pp 359-396.

Snaydon, R.W. (1981). The ecology of grazed pastures. En: Morley, F.H.W. (Ed.). *Grazing Animals*. Elsevier, Amsterdam, pp 13-31.

Snaydon, R.W. (1987). The botanical composition of pastures. En: Snaydon, R.W. (Ed.). *Ecosystems of the World*. Elsevier Publishers, pp 81-87.

Soil Science Society of America. (1987). *Glossary of Soil Science Terms*. SSSA, Madison, Wisconsin.

Sparling, G.P. (1985). The soil microbial biomass. En: Vaughan, D. y Malcolm, R.E. (Eds.). *Soil Organic Matter and Biological Activity*, pp 223-262.

Sparling, G.P. (1992) Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. *Australian Journal of Soil Research* 30:195-207.

Sparling, G.P. (1997). Soil microbial biomass, activity and nutrient cycling as indicators of soil health. En: Pankhurst, C.E. Doube, B.M. y Gupta, V.V.S.R. (Eds.). *Biological Indicators of Soil Health*. CAB International, pp 97-119.

Sparling, G.P. y Schipper, L.A. (2004). Soil quality monitoring in New Zealand: trends and issues arising from a broad-scale survey. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104:545-552.

Sparling, G.P., Speir, T.W. y Whale, K.N. (1986). Changes in microbial biomass C, ATP content, phosphomonoesterase and phosphodiesterase activity following air-drying of soil. *Soil Biology and Biochemistry* 18:363-370.

Sparling, G.P., Feltham, C.W., Reynolds, J., West, A.W. y Singleton, P. (1990) Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method: Use on soils of organic matter content, and a reassessment of the k_{EC} factor. *Soil Biology and Biochemistry* 22:301-307.

Spehn, E.M., Joshi, J., Schmid, B., Alphei, J. y Körner, C. (2000). Plant diversity effects on soil heterotrophic activity in experimental grassland ecosystems. *Plant and Soil* 224:217-230.

Speir, T.W. (1976). Studies on a climasequence of soils in tussock grasslands. *New Zealand Journal of Science* 19:383-397.

Speir, T.W. (1977). Studies on a climosequence of soils in tussock grasslands. 10. Distribution of urease, phosphatase and sulphatase activities in soil fractions. *New Zealand Journal of Soil Science* 20, 151-157.

Speir, T.W. (1984). Urease, phosphatase, and sulfatase activity of Cook Island and Tongan soils. *New Zealand Journal of Science* 20:159-166.

Speir, T.W. y Ross, D.J. (1978). Soil phosphatase and sulphatase. En: Burns, R.G. (Ed.). *Soil Enzymes*. Academic Press, Londres. pp 197-250.

Speir, T.W., Ross, D.J. y Orchard, V.A. (1984). Spatial variability of biochemical properties in a taxonomically uniform soil under grazed pasture. *Soil Biology and Biochemistry* 16:153-160.

Speir, T.W. y Cowling, J.C. (1991). Phosphatase activities of pasture plants and soils: Relationship with plant productivity and soil P fertility indices. *Biology and Fertility of Soils* 12:189-194.

Spiers, G.A. y McGill, W.B. (1979). Effects of phosphorus addition and energy supply on acid phosphatase production and activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 11:3-8.

Srivastava, S.C. (1992). Microbial C, N and P in dry tropical soils: seasonal changes and influence on soil moisture. *Soil Biology and Biochemistry* 24:711-714.

Steele, K.W. (1982). Nitrogen fixation for pastoral agriculture: biological or industrial? *New Zealand Agricultural Science* 16:118-121.

Steele, K.W. y Vallis, I. (1987). The nitrogen cycle in pastures. En: Wilson, J.R. (Ed.). *Advances in Nitrogen Cycling in Agricultural Ecosystems*. CAB International. pp 27-45.

Steele, K.W., Wilson, A.T. y Saunders, W.M.H. (1980). Nitrification activity in New Zealand grassland soils. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 23:249-256.

Stemmer, S., Gerzabek, M. y Kandeler, E. (1999). Invertase and xylanase activity of bulk soil and particle-size fractions during maize straw decomposition. *Soil Biology and Biochemistry* 31:9-18.

Stevens, C.J., Dise, N.B., Mountford, J.O. y Gowing, D.J. (2004). Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303:1876-1879.

Stewart, D.P.C. y Metherell, A.K. (1999). Carbon (^{13}C) uptake and allocation in pasture plants following field pulse labelling. *Plant and Soil* 210:61-73.

Stienstra, A.W., Gunnewiek, K.P. y Laanbroek, H.J. (1994). Repression of nitrification in soils under a climax grassland vegetation. *FEMS Microbiological Ecology* 14:45-52.

Stott, D.E. y Hayedorn, C. (1980). Interrelations between selected soil characteristics and arylsulphatase and urease activities. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 11:935-955.

Stotzky, G. (1997). Soils as an environment for microbial life. En: van Elsas, J.D., Trevors, T. y Wellington, E.M.H. (Eds.). *Modern Soil Microbiology*. Marcel Dekker, Nueva York, pp 1-20.

Swift, M.J. y Anderson, J.M. (1993). Biodiversity and ecosystem function in agricultural systems. En: Schulze, E.D. y Mooney, H.A. (Eds.). *Biodiversity and Ecosystem Function*. Springer-Verlag, Berlin, pp 15-41.

Swift, M.J. y Woomer, P. (1993). Organic matter and the sustainability of agricultural systems: definition and measurement. En: Mulongoy, K. y Merckx, R. (Eds.). *Soil Organic Matter and Sustainability of Tropical Agriculture*. Wiley-Sayce Publishing Company, New York and Chichester, pp 3-18.

Szabolcs, I. (1989). Ecological Impact of Acidification. En: Szabolcs, I. (Ed.). *Proceedings of the Joint Symposium Environmental Threats to Forest and Other Natural Ecosystems*. University of Oulu, Finland, 1-4 November 1988 Budapest.

Tabatabai, M.A. (1982). Soil Enzymes. En: Page, A.L., Miller, R.H. y Keeney, D.R. (Eds.). *Methods in Soil Analysis, part 2*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, pp 903-947.

Tabatabai, M. A. (1994). Soil Enzymes. En: Weaver, R.W., Angle, J.S. y Bottomley, P.S. (Eds.). *Methods of Soil Analysis, Part 2, Microbiological and Biochemical Properties*. ASA-SSSA. Madison, pp 775-833.

Tabatabai, M.A. y Bremner, J.M. (1969). Use of p-nitrophenylphosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biology and Biochemistry* 1:301-307.

Tabatabai, M.A. y Bremner, J.M. (1970). Arylsulfatase activity of soils. *Soil Science Society of America Proceedings* 34:225-229.

Tanaka, S., Funakawa, S., Kaewkhongkha, T. y Yonebayashi, K. (1998). Labile pools of organic matter and microbial biomass in the surface soils under shifting cultivation in northern Thailand. *Soil Science and Plant Nutrition* 44: 527-537.

Tate, K.R., Speir, T.W., Ross, D.J. Parfitt, R.L., Whale, K.N. y Cowling, J.C. (1991). Temporal variations in some plants and some P pools in two pasture soils of widely different P fertility status. *Plant and Soil* 132: 219-232.

Tate, K.R., Giltrap, D.J., Claydon, J.J., Newsome, P.F., Atkinson, I.A., Taylor, M.D. y Lee, R. (1997). Organic carbon in New Zealand's terrestrial ecosystems. *Journal of Royal Society of New Zealand* 27:315-335.

Tate, R.L. (2000). *Soil Microbiology*. John Wiley and sons, New York. 508 pp.

Taylor, J.P., Wilson, M., Mills, S. y Burns, R.G. (2002). Comparison of microbial numbers and enzymatic activities in surface soils and subsoils using various techniques. *Soil Biology and Biochemistry* 34:387-401.

Thirukkumaran, C.M. y Parkinson, D. (2000). Microbial respiration, biomass, metabolic quotient and litter decomposition in a lodgepole pine forest floor amended with nitrogen and phosphorus fertilizers. *Soil Biology and Biochemistry* 32:59-66.

Thomas, R.J. y Asakawa, N.M. (1993). Decomposition of leaf litter from tropical grasses and legumes. *Soil Biology and Biochemistry* 25:1351-1361.

Tilman, D., Wedin, D. y Knops, J. (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379:718-720.

Till, A.R. y Kennedy, A.P. (1981). The distribution in soil and plant of ³⁵S sulfur isotope from sheep excreta. *Australian Journal of Agricultural Research* 32:339-351.

Todd, T.C., James, S.W. y Seastedt, T.R. (1992). Soil invertebrate and plant responses to mowing and carbofuran application in a North American tallgrass prairie. *Plant and Soil* 144:117-124.

Tothill, J.C. y Gillies, C. (1992). The Pasture Lands of Northern Australia. Their condition, productivity, and sustainability. Tropical Grassland Society of Australia Occasional Publication Number 5.

Tracy, B.F. y Frank, D.A. (1998). Herbivore influence on soil microbial biomass and nitrogen mineralization in a northern grassland ecosystem: Yellowstone National Park. *Oecologia* 114:556-562.

Trasar-Cepeda, C. (1987). Estudio de la variación del contenido y distribución del fósforo orgánico en suelos gallegos. Tesis doctoral, Universidad de Santiago de Compostela.

Trasar-Cepeda, C. y Gil-Sotres, F. (1987). Phosphatase activity in acid high organic matter soils in Galicia (NW Spain). *Soil Biology and Biochemistry* 19:281-287.

Trasar-Cepeda, C., Gil-Sotres, F. y Guitián Ojea, F. (1986). Dinámica del P en suelos de prado gallegos. *Sociedad Española para el Estudio de los Pastos, Ponencias y Comunicaciones* 1:321-326.

Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C., Gil-Sotres, F. y Seoane, S. (1998). Towards a biochemical quality index for soils: An expression relating several biological and biochemical properties. *Biology and Fertility of Soils* 26:100-106.

Trasar-Cepeda, C., Camiña, F., Leirós, M. C. y Gil-Sotres, F. (1999). An improved method to measure catalase activity in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 483-485.

Trasar-Cepeda, C., Leirós, M.C. y Gil-Sotres, F. (2000). Biochemical properties of acid soils under *climax* vegetation (Atlantic oakwood) in an area of the European temperate-humid zone (Galicia, N.W. Spain): specific parameters. *Soil Biology and Biochemistry* 32:747-755.

Trevors, J.T. (1984). Rapid gas chromatographic method to measure H_2O_2 oxidoreductase (catalase) activity in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 16:525-526.

Turco, R.F., Kennedy, A.C. y Jawson, M.D. (1994). Microbial indicators of soil quality. En: Doran, J.W y Jones, A.J. (Eds.). *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Soil Science Society of America, Madison, Wiscosin, pp 293-310.

Turner, B.L., Hopkins, D.W., Haygarth, P.M. y Ostle, N. (2002). B-glucosidase activity in pasture soils. *Applied Soil Ecology* 20:157-162.

Uhlirova, E., Simek, M. y Santruckova, H. (2005). Microbial transformation of organic matter in soils of montane grasslands under different management. *Applied Soil Ecology* 28:225-235.

Vallis, I., Harper, L.A., Catchpoole, V.R. y Weier, K.L. (1982). Volatilization of ammonia from urine patches in a sub-tropical pasture. *Australian Journal of Agriculture Research* 33:97-107.

Vance, E.D., Brookes, P.C. y Jenkinson, D.J. (1987a). An extraction method for measuring soil microbial biomass carbon. *Soil Biology and Biochemistry* 19:703-707.

Vance E.D., Brookes, P.C. y Jenkinson, D.J. (1987b). Microbial biomass measurements in forest soils: Determination of Kc values and test of hypotheses to explain the failure of the chloroform fumigation-incubation method in acid soils. *Soil Biology and Biochemistry* 19:689-696.

Van de Weerf, H. y Verstraete, W. (1987). Estimation of active soil microbial biomass by mathematical analysis of respiration curves: calibration of test procedures. *Soil Biology and Biochemistry* 19:261-265.

Van Gestel, M., Ladd, J.N. y Amato, M. (1991). Carbon and nitrogen mineralization from two soils of contrasting texture and microaggregate stability: influence of sequential fumigation, drying and storage. *Soil Biology and Biochemistry* 23:313-332.

- Van Veen, J.A. y Paul, E.A. (1981). Organic carbon dynamics in grassland soils. I. Background information and computer simulation. *Canadian Journal of Soil Science* 61:181-186.
- Van Veen, J.A., Ladd, J.N. y Amato, M. (1985). Turnover of carbon and nitrogen through the microbial biomass in a sandy loam and a clay soil incubated with ^{14}C glucose and ^{15}N NH_4SO_4 under different moisture regimes. *Soil Biology and Biochemistry* 17:747-756.
- Vepsäläinen, M., Kukkonen, S., Vestberg, M., Sirviö, H. y Niemi, R.M. (2001). Application of soil enzyme activity test kit in a field experiment. *Soil Biology and Biochemistry* 33:1665-1672.
- Verbene, E.L.J., Hassink, J., de Willigen, P., Groot, J.J.R. y Van Veen, J.A. (1990). Modelling organic matter dynamics in different soils. *Netherlands Journal of Soil Science* 38:221-238.
- Verchot, L.V., Groffman, P.M. y Frank, D.A. (2002). Landscape versus ungulate control of gross nitrification in semi-arid grasslands of Yellowstone National Park. *Soil Biology and Biochemistry* 34:1691-1699.
- Vieitez, M.G. y Vieitez, E. (1955). Estudios sobre la variación estacional de la composición química de pastos de los prados de la provincia de Pontevedra. *Anales de Edafología y Fisiología Vegetal* XIV (7 y 8):379-476.
- Villares, R. (1982). La propiedad de la tierra en Galicia 1500-1936. Siglo XXI. Madrid.
- Visser, S. y Parkinson, D. (1992). Soil biological criteria as indicator of soil quality: soil microorganism. *American Journal of Alternative Agriculture* 7:33-37.
- Von Lützow, M., Leifeld, J., Kainz, M., Kögel-Knaber, I. y Munch, J.C. (2002). Indications for soil organic matter quality in soils under different management. *Geoderma* 105:243-258.

von Mersi, W. y Schinner, F. (1991). An improved and accurate method for determining the dehydrogenase activity of soils with iodonitrotetrazolium chloride. *Biology and Fertility of Soils* 11:216-220.

Walbridge, M.R. (1991). Phosphorus availability in acid organic soils of the lower North Carolina coastal plain. *Ecology* 72:2083-2100.

Waldrop, M.P., Balser, T.C. y Firestone, M.K. (2000). Linking microbial community composition to function in a tropical soil. *Soil Biology and Biochemistry* 32:1837-1846.

Wander, M.M., Traina, S.J., Stinner, B.R. y Peters, S.E. (1994). Organic and conventional management effects on biologically active soil organic matter pools. *Soil Science Society of America Journal* 58:1130-1139.

Wardle, D.A. (1992). A comparative assessment of factors which influence microbial biomass carbon and nitrogen levels in soil. *Biological Reviews* 67:321-358.

Wardle, D.A. (1998). Controls of temporal variability of the soil microbial biomass: a global-scale synthesis. *Soil Biology and Biochemistry* 30:1627-1637.

Wardle, D.A. y Ghani, A. (1995). A critique of the microbial metabolic cocient (QCO₂) as a bioindicator of disturbance and ecosystem development. *Soil Biology and Biochemistry* 27:1601-1610.

Wardle, D.A. y Nicholson, K.S. (1996). Synergistic effects of grassland species on soil microbial biomass and activity: implications for ecosystem-level effects of enriched plant diversity. *Functional Ecology* 10:410-416.

Wardle, D.A. y Barker, G.M. (1997). Competition and herbivory in establishing grassland communities: implications for plant biomass, species diversity and soil microbial activity. *Oikos* 80:470-480.

Wardle, D.A., Barker, G.M., Bonner, K.I. y Nicholson, K.S. (1998). Can comparative approaches based on plant ecophysiological traits predict the nature of biotic interactions and individual plant effects species effects in ecosystems? *Journal of Ecology* 86:405-420.

Wardle, D.A., Yeates, G.W., Nicholson, K.S., Bonner, K.I. y Watson, R.N. (1999). Response of soil microbial biomass dynamics, activity and plant litter decomposition to agricultural intensification over a seven-year period. *Soil Biology and Biochemistry* 31:1707-1720.

Warkentin, B.P. y Fletcher, H.F. (1977). Soil quality for intensive agriculture. En *Proceedings of the International Seminar on Soil Environment and Fertilization management*. National Institute of Agricultural Science. Tokyo, pp 594-598.

Warren, G.P. y Whitehead, D.C. (1988). Available soil nitrogen in relation to fractions of soil nitrogen and other soil properties. *Plant and Soil* 112:155-165.

Watanabe, K. y Hayano, K. (1994). Estimate of the source of soil protease in upland fields. *Biology and Fertility of Soils* 18:341-346.

Watanabe, K. y Hayano, K. (1995). Seasonal variation of soil protease activities and their relation to proteolytic bacteria and *bacillus spp* in paddy field soil. *Soil Biology and Biochemistry* 27:197-203.

Watson, C.J y Foy, R.H. (2001). Environmental impacts of nitrogen and phosphorus cycling in grassland systems. *Outlook on Agriculture* 30:117-127.

West, A.W., Sparling, G.P., Feltham, C.W. y Reynolds, J. (1992). Microbial activity and survival in soils dried at different rates. *Australian Journal of Soil Research* 30:209-222.

Whalen, J.K. y Warman, P.R. (1996). Arylsulphatase activity in soil and soil extracts using natural and artificial substrates. *Biology and Fertility of Soils* 22:373-378.

Whitehead, D.C., Bristow, A.W. y Lockyer, D.R. (1990). Organic matter and nitrogen in the unharvested fractions of grass swards in relation to the potential nitrate leaching after ploughing. *Plant and Soil* 123:39-49.

Whiters, P.J.A., Davidson, I.A. y Foy, R.H. (2000). Prospects for controlling nonpoint phosphorus losses to water: a U.K. perspective. *Journal of Environmental Quality* 29:167-175.

Wick, B., Kühne, R.F., Vielhauer, K. y Vlek, P.L.G. (2001). Temporal variability of detected soil microbiological and biochemical indicators under different soil quality conditions in south-western Nigeria. *Biology and Fertility of Soils* 35:155-167.

Williams, B.L. y Sparling, G.P. (1988). Microbial biomass carbon and readily mineralizable nitrogen in peat and forest humus. *Soil Biology and Biochemistry* 20:579-581.

Williams, J. y Chartres, C.J. (1991). Sustaining productive pastures in the tropics 1. Managing the soil resource. *Tropical Grasslands* 25:73-84.

Willison, T. y Anderson, J.M. (1991). Spatial patterns and controls of denitrification in a Norway spruce plantation. *Forest Ecological Management* 44:69-76.

Woods, L.E., Cole, C.V., Elliot, E.T., Anderson, R.V. y Coleman, D.C. (1982). Nitrogen transformations in soils as affected by bacterial-microfaunal interactions. *Soil Biology and Biochemistry* 14:93-98.

Xunta de Galicia (1989). Producción de leite en Galicia. Manual técnico. Consellería de agricultura. Xunta de Galicia. 171 pp.

Yadav, R.S. y Tarafdar, J.C. (2001). Influence of organic and inorganic phosphorus supply on the maximum secretion of acid phosphatase by plants. *Biology and Fertility of Soils* 34:140-143.

- Yakovchenko, V.I., Sikora, L.J. y Rauffman, D.D. (1996). A biologically based indicator of soil quality. *Biology and Fertility of Soils* 21:245-251.
- Yeates, G.W., Bardgett, R.D., Cook, R., Hobbs, P.J., Bowling, P.J. y Potter, J.F. (1997a). Faunal and microbial diversity in three Welsh grassland soils under conventional and organic management regimes. *Journal of Applied Ecology* 34:453-471.
- Yeates, G.W., Sagggar, S. y Daly, B.K. (1997b). Soil microbial C, N and P, and microfaunal populations under *Pinus radiata* and grazed pasture land-use systems. *Pedobiologia* 41:549-565.
- Yepes, V. (1961). Plan forrajero para Galicia. II Reunión Científica de la Sociedad Española para el Estudio de los Pastos.
- Yepes, V. y Piñeiro, J. (1974). Distribución estacional de algunas especies pratenses en Galicia. *Pastos* 2:63-76.
- Young, I.M., Ritz, K., Sturrock, C.S. y Heck, R. (2005). Integrating below-ground ecology into sustainable grassland management. En: Jarvis, S.C., Murray, P.J. y Roker, J.A. (Eds.). *Optimisation of Nutrient Cycling and Soil Quality for Sustainable Grasslands*. Wageningen Academic Publishers. pp 37-43.
- Zacheis, A., Ruess, R.W., Hupp, J.W. (2002). Nitrogen dynamics in an Alaskan salt marsh following spring use by geese. *Oecologia* 130:600-608.
- Zak, D.R., Tilman, D., Parmenter, R.R., Rice, C.W., Fisher, F.M., Vose, J., Milchunas, D. y Martin, C.W. (1994). Plant production and soil microorganisms in late succesional ecosystems: a continental scale study. *Ecology* 75:2333-2347.
- Zeller, V., Kandeler, E. y Mair, V. (1997). N-dynamic in mountain grassland with different intensity of cultivation. *Austrian Journal of Agricultural Research* 48:217-230.

Zeller, V., Bardgett, R.D. y Tappeiner, U. (2001). Site and management effects on soil microbial properties of subalpine meadows: a study of land abandonment along a north-south gradient in the European Alps. *Soil Biology and Biochemistry* 33:639-649.

Zelles, L. (1996). Fatty acid patterns of microbial phospholipids and lipopolysaccharides. En: Schinner, F., Öhlinger, R., Kandeler, E. y Margesin, R. (Eds.). *Methods in Soil Biology*. Springer, Berlin, pp 80-93.

Zhao, F.J. y McGrath, S.P. (1994). Extractable sulphate and organic sulphur in soils and their availability to plants. *Plant and Soil* 164:243-250.

Zhao, F.J., Wu, J. y McGrath, S.P. (1996). Soil organic sulphur and its turnover. En: Piccolo, A. (Ed.). *Humic Substances in Terrestrial Ecosystems*. Elsevier Science, Amsterdam, pp 467-506.

ANEXO

Muestra nº 1

Localización: Gorgollos, municipio de Órdenes (La Coruña)

Latitud: 43°02'20'' N

Longitud: 8°25'30'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 306 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo constituido por raigrás y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Labacolla

Material de partida: Esquistos de Órdenes

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.1 °C
Tª media de las máximas	16.8 °C
Tª media de las mínimas	7.4 °C
Precipitación anual	1865 mm
ETP total	678 mm
Sequía en función de la producción	0.34
Índice exponencial de eficacia térmica	664

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.38	4.49	6.36	0.658	10	1.12	2.22	27.52

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
3	17	8	35	37	F-a-L

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
210	187	340	405	334	1476	0.00136	0.00086

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
215	226	503	2.93	1.41	0.45

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.45	4.45	8.89	-2.70	11.70	9.00

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.107	1.03	5.19

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
14.42	0.92	14.56

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.83	4.13	0.66

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 2

Localización: A Tablilla, municipio de Cerceda (La Coruña)

Latitud: 43°07'45'' N

Longitud: 8°31'28'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 340 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, constituido principalmente por raigrás y trébol. Elevada fertilización orgánica

Clima: El correspondiente a la estación de Labacolla

Material de partida: Granodiorita precoz

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.1 °C
Tª media de las máximas	16.8 °C
Tª media de las mínimas	7.4 °C
Precipitación anual	1865 mm
ETP total	678 mm
Sequía en función de la producción	0.34
Índice exponencial de eficacia térmica	664

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.05	4.10	9.07	0.686	13	1.61	0.84	62.83

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
42	20	9	15	15	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
176	175	335	473	428	1587	0.00084	0.00073

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
336	93	206	7.70	2.30	0.65

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
5.59	4.48	10.07	-3.40	21.32	17.92

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.345	2.23	13.03

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
9.63	2.12	6.10

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.87	5.88	0.48

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 3

Localización: Entre Vioño y Lagarteira, municipio de Carballo (La Coruña)

Latitud: 43°10'50'' N

Longitud: 8°38'31'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 180 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo de raigrás y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Carballo

Material de partida: Esquistos y gneises de los sinformes de Órdenes y Pazos

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.4 °C
Tª media de las máximas	16.9 °C
Tª media de las mínimas	7.8 °C
Precipitación anual	1265 mm
ETP total	752 mm
Sequía en función de la producción	1.44
Índice exponencial de eficacia térmica	649

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.38	4.53	3.73	0.28	13	0.28	0.73	51.62

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
22	23	10	22	24	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
222	213	312	418	327	1493	0.00255	0.00149

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
728	165	367	4.07	1.87	0.67

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. Inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
11.09	10.08	21.17	-1.20	21.08	19.88

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.117	1.61	5.37

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
6.07	1.42	11.58

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.62	3.82	0.43

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 4

Localización: As Cardosas, municipio de Coristanco (La Coruña)

Latitud: 43°11'18'' N

Longitud: 8°42'32'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 134 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo de raigrás, con abundante presencia de plantago

Clima: El correspondiente a la estación de Carballo

Material de partida: Anfíbolitas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.4 °C
Tª media de las máximas	16.9 °C
Tª media de las mínimas	7.8 °C
Precipitación anual	1265 mm
ETP total	752 mm
Sequía en función de la producción	1.44
Índice exponencial de eficacia térmica	649

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.38	4.41	9.27	0.84	11	0.90	1.80	9.77

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
6	19	22	25	29	F-a

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
281	283	602	797	649	2612	0.00133	0.00115

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
261	628	1396	1.87	2.36	1.02

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
7.22	2.41	9.62	3.40	1.72	5.13

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.199	2.57	8.24

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
32.12	2.32	22.45

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
1.34	7.52	0.77

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 5

Localización: Agrilloy, municipio de Cabana (La Coruña)

Latitud: 43°09'50'' N

Longitud: 8°49'20'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 330 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo con abundante fertilización orgánica. Abundante presencia de plantago y holco. Se trata de un prado en pendiente

Clima: El correspondiente a la estación de Vimianzo

Material de partida: Esquistos y gneises del precámbrico

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.7 °C
Tª media de las máximas	16.8 °C
Tª media de las mínimas	7.4 °C
Precipitación anual	1798 mm
ETP total	770 mm
Sequía en función de la producción	0.42
Índice exponencial de eficacia térmica	689

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.34	4.02	9.51	0.658	14	1.12	0.73	52.02

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
34	31	8	13	15	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
198	194	363	555	434	1744	0.00090	0.00076

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
239	127	283	6.17	1.24	0.48

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
8.25	11.00	19.25	-3.75	21.83	18.08

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.228	1.50	6.02

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
9.35	1.88	9.74

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.69	4.95	0.37

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 6

Localización: As Travesas, municipio de Santa Comba (La Coruña)

Latitud: 43°04'00'' N

Longitud: 8°51'38'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 391 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo situado en una zona semibrañosa. Predominio de gramíneas

Clima: El correspondiente a la estación de Vimianzo

Material de partida: Esquistos y gneises con algunas intercalaciones de paraanfíbolitas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.7 °C
Tª media de las máximas	16.8 °C
Tª media de las mínimas	7.4 °C
Precipitación anual	1798 mm
ETP total	770 mm
Sequía en función de la producción	0.42
Índice exponencial de eficacia térmica	689

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.88	3.91	11.52	0.952	12	2.16	1.39	7.84

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
26	20	17	19	18	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
255	250	405	457	401	1767	0.00095	0.00055

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
395	508	1129	1.56	2.67	0.71

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
5.14	4.11	9.25	-0.10	13.54	13.45

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.256	2.44	11.89

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
33.38	2.83	22.91

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
1.13	7.57	0.76

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 7

Localización: Quinteiro, municipio de A Baña (La Coruña)

Latitud: 42°57'52'' N

Longitud: 8°45'30'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 380 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, constituido por raigrás y trébol. Se emplean fertilizantes inorgánicos de manera intensa.

Clima: El correspondiente a la estación de Negreira

Material de partida: Granitos de dos micas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.4 °C
Tª media de las máximas	18.2 °C
Tª media de las mínimas	6.7 °C
Precipitación anual	2172 mm
ETP total	698 mm
Sequía en función de la producción	0.36
Índice exponencial de eficacia térmica	683

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.21	3.86	3.72	0.322	12	0.37	0.51	53.46

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
45	17	4	15	18	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
270	250	473	616	320	1930	0.00306	0.00190

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
224	263	585	3.30	1.85	0.72

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
6.04	0.00	6.04	-0.11	15.32	15.21

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.177	2.24	10.23

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
22.73	1.09	14.65

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.79	5.50	0.56

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 8

Localización: Carballal, municipio de Santiago (La Coruña)

Latitud: 42°52'45'' N

Longitud: 8°35'10'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 234 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo. Muestra recogida en una zona medio brañosa

Clima: El correspondiente a la estación de Santiago de Compostela

Material de partida: Granitos de dos micas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.9 °C
Tª media de las máximas	17.1 °C
Tª media de las mínimas	8.8 °C
Precipitación anual	1288 mm
ETP total	702 mm
Sequía en función de la producción	1.09
Índice exponencial de eficacia térmica	705

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.46	4.06	5.52	0.42	13	0.87	0.84	26.52

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
26	26	8	22	18	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
231	213	387	539	439	1809	0.00175	0.00131

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
360	136	301	6.00	2.18	1.19

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
9.89	4.24	14.13	-0.19	-0.77	-0.96

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.224	1.50	7.40

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
20.71	2.22	21.44

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.96	8.30	1.27

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 9

Localización: As Travesas, municipio de Abegondo (La Coruña)

Latitud: 43°10'48'' N

Longitud: 8°20'31'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 450 m

Características parcela: Prado de alta intensidad de manejo constituido por raigrás y trébol; en el momento de la toma de muestra se pudo apreciar que la parcela había sido purinada recientemente

Clima: El correspondiente a la estación de Labacolla

Material de partida: Esquistos de Órdenes

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.1 °C
Tª media de las máximas	16.8 °C
Tª media de las mínimas	7.4 °C
Precipitación anual	1865 mm
ETP total	678 mm
Sequía en función de la producción	0.34
Índice exponencial de eficacia térmica	664

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.54	4.30	8.28	0.602	14	1.02	0.84	67.68

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
27	30	11	15	17	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
266	249	441	495	509	1960	0.00136	0.00089

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
284	283	628	3.12	2.01	1.16

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.27	10.89	14.15	-0.06	40.39	40.33

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.131	2.60	8.64

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
18.01	1.41	21.14

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
1.12	7.07	0.66

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 10

Localización: Borreiros, municipio de Abegondo (La Coruña)

Latitud: 43°14'08'' N

Longitud: 8°16'57'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 160 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, constituido fundamentalmente por raigrás. En el momento de la toma de muestra se pudo apreciar que la parcela había sido fertilizada recientemente, empleándose para ello fertilizantes inorgánicos

Clima: El correspondiente a la estación de Betanzos

Material de partida: Esquistos de Órdenes

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.3 °C
Tª media de las máximas	16.1 °C
Tª media de las mínimas	8.5 °C
Precipitación anual	876 mm
ETP total	756 mm
Sequía en función de la producción	1.84
Índice exponencial de eficacia térmica	666

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.99	3.62	1.80	0.168	11	0.31	0.56	54.18

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
11	21	13	43	12	F-L

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
92	105	166	161	186	711	0.00240	0.00144

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
194	94	210	3.38	0.76	0.39

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
10.96	14.61	25.57	0.69	9.58	10.27

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.097	0.58	2.67

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
3.50	0.43	9.59

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.32	3.25	0.16

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 11

Localización: Loureira, municipio de Coirós (La Coruña)

Latitud: 43°13'17'' N

Longitud: 8°06'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 318 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo de plantago y gramíneas

Clima: El correspondiente a la estación de Mántaras

Material de partida: Granito de dos micas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.8 °C
Tª media de las máximas	15.4 °C
Tª media de las mínimas	6.8 °C
Precipitación anual	1705 mm
ETP total	711 mm
Sequía en función de la producción	0.35
Índice exponencial de eficacia térmica	648

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.16	3.76	3.81	0.224	17	0.42	0.52	23.36

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
36	27	6	12	19	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
118	97	189	166	179	749	0.00123	0.00067

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
209	116	257	2.92	0.76	0.41

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.73	4.55	7.28	1.73	20.44	22.18

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.131	0.67	1.71

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
10.66	0.89	10.65

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.35	3.03	0.24

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 12

Localización: Santa Mariña, municipio de Guitiriz (Lugo)

Latitud: 43°11'03'' N

Longitud: 7°56'20'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 480 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo bastante degradado y abandonado, como revela la abundante presencia de musgo. Es un prado de zona fría

Clima: El correspondiente a la estación de Guitiriz

Material de partida: Granitos de dos micas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.7 °C
Tª media de las máximas	16.0 °C
Tª media de las mínimas	5.4 °C
Precipitación anual	1227 mm
ETP total	597 mm
Sequía en función de la producción	0.92
Índice exponencial de eficacia térmica	604

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.50	3.35	6.11	0.448	14	0.27	0.40	22.13

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
26	44	8	9	14	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
201	184	352	369	396	1502	0.00137	0.00092

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
288	293	652	2.30	2.05	0.85

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
6.87	4.91	11.78	12.39	6.65	19.05

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.402	2.15	8.07

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
26.28	2.06	18.39

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.65	7.70	0.30

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 13

Localización: Santa Leocadia, municipio de Guitiriz (Lugo)

Latitud: 43°08'17'' N

Longitud: 7°49'54'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 432 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo degradado, con abundante presencia de musgo. Prado de tipo brañento

Clima: El correspondiente a la estación de Guitiriz

Material de partida: Esquistos con inyecciones graníticas de la serie de Olo de Sapo

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.7 °C
Tª media de las máximas	16.0 °C
Tª media de las mínimas	5.4 °C
Precipitación anual	1227 mm
ETP total	597 mm
Sequía en función de la producción	0.92
Índice exponencial de eficacia térmica	604

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.21	3.93	6.53	0.448	15	1.22	0.64	21.06

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
44	21	7	10	18	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
181	149	372	347	373	1423	0.00110	0.00081

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
257	298	661	2.15	1.72	0.78

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.30	0.00	3.30	2.10	0.00	2.10

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.142	1.23	6.50

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
11.18	1.28	11.65

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.79	5.70	0.67

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 14

Localización: Lea, municipio de Friol (Lugo)

Latitud: 43°03'20'' N

Longitud: 7°49'57'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 535 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo algo degradado. Baja densidad de cabezas de ganado por densidad de superficie

Clima: El correspondiente a la estación de Sobrado dos Monxes

Material de partida: Granito de dos micas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.7 °C
Tª media de las máximas	15.5 °C
Tª media de las mínimas	7.0 °C
Precipitación anual	1387 mm
ETP total	654 mm
Sequía en función de la producción	1.02
Índice exponencial de eficacia térmica	604

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.34	4.12	4.57	0.399	11	0.90	0.25	23.86

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
43	22	4	15	16	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
191	172	351	306	335	1354	0.00173	0.00104

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
223	212	470	2.88	1.30	0.58

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.64	0.00	4.64	1.28	12.30	13.58

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.189	1.23	4.84

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
30.43	1.25	20.97

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.65	5.30	0.44

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 15

Localización: Cruces, municipio de Sobrado (La Coruña)

Latitud: 43°03'35'' N

Longitud: 8°00'35'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 510 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo de raigrás y trébol, abunda el holco y el plantago.

Clima: El correspondiente a la estación de Présaras

Material de partida: Gabros

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.0 °C
Tª media de las máximas	18.5 °C
Tª media de las mínimas	5.5 °C
Precipitación anual	1560 mm
ETP total	683 mm
Sequía en función de la producción	0.74
Índice exponencial de eficacia térmica	660

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.19	3.91	5.12	0.378	14	0.39	0.50	55.73

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
15	35	15	17	17	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
268	211	420	380	255	1534	0.00204	0.00092

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
260	272	603	2.54	1.87	0.71

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.87	0.97	5.85	-1.05	34.42	33.37

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.249	1.46	8.10

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
22.03	1.08	14.22

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.74	5.64	0.40

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 16

Localización: Viadeiro, municipio de Mesía (La Coruña)

Latitud: 43°04'45'' N

Longitud: 8°11'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 390 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo con presencia de raigrás, holco, plantajo y de juncos en la parte baja del prado

Clima: El correspondiente a la estación de Présaras

Material de partida: Esquistos de Órdenes

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.0 °C
Tª media de las máximas	18.5 °C
Tª media de las mínimas	5.5 °C
Precipitación anual	1560 mm
ETP total	683 mm
Sequía en función de la producción	0.74
Índice exponencial de eficacia térmica	660

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.11	4.07	5.87	0.434	14	2.04	0.81	56.00

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
10	25	13	32	19	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
164	101	199	149	161	774	0.00098	0.00039

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
383	138	306	2.53	1.15	0.43

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.13	1.04	4.18	-0.06	11.25	11.19

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.412	0.67	6.64

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
15.14	0.70	15.68

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.43	2.86	0.31

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 17

Localización: Carantoña, municipio de Miño (La Coruña)

Latitud: 43°21'55'' N

Longitud: 8°10'00'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 100 m

Características parcela: Prado de alta intensidad de manejo de raigrás, gran abundancia de trébol blanco. Fuerte fertilización inorgánica, debido a que es de implantación reciente

Clima: El correspondiente a la estación de Betanzos

Material de partida: Filitas y esquistos con impregnaciones ferrosas y niveles arenosos

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.3 °C
Tª media de las máximas	16.1 °C
Tª media de las mínimas	8.5 °C
Precipitación anual	876 mm
ETP total	756 mm
Sequía en función de la producción	1.84
Índice exponencial de eficacia térmica	666

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.87	3.60	1.97	0.196	10	0.18	0.23	59.35

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
7	35	20	24	15	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
179	171	304	367	345	1366	0.00389	0.00276

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
207	200	445	3.07	1.74	0.50

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.24	3.77	8.01	1.31	15.19	16.50

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.107	1.03	5.19

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
14.42	0.92	14.56

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.83	4.13	0.66

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 18

Localización: Chao, municipio de Pontedeume (La Coruña)

Latitud: 43°24'48'' N

Longitud: 8°08'50'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 10 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, algo degradado, gran presencia de plantago

Clima: El correspondiente a la estación de Fene

Material de partida: Esquistos de Órdenes

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	13.2 °C
Tª media de las máximas	15.4 °C
Tª media de las mínimas	9.8 °C
Precipitación anual	1388 mm
ETP total	780 mm
Sequía en función de la producción	1.15
Índice exponencial de eficacia térmica	708

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.43	4.17	2.56	0.196	13	0.47	0.40	12.04

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
18	26	11	18	27	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
127	117	232	286	276	1038	0.00208	0.00164

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
193	127	282	3.69	0.78	0.32

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.28	1.87	5.15	-1.44	8.69	7.25

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.121	1.14	4.16

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
5.78	0.68	9.81

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.41	2.23	0.21

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra n° 19

Localización: San Saturnino, municipio de San Saturnino (La Coruña)

Latitud: 43°31'48'' N

Longitud: 8°04'06'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 115 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo degradado. En el momento de la toma de muestra hay caballos pastando y se puede observar abundancia de excrementos de caballo en la parcela

Clima: El correspondiente a la estación de A Capela

Material de partida: Serie silúrica vulcanogénica del complejo de Cabo Ortegal

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	13.8 °C
Tª media de las máximas	18.7 °C
Tª media de las mínimas	8.9 °C
Precipitación anual	1915 mm
ETP total	761 mm
Sequía en función de la producción	0.25
Índice exponencial de eficacia térmica	747

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.16	3.91	4.72	0.294	16	0.48	0.82	21.25

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
16	33	12	21	18	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
276	261	520	729	704	2491	0.00248	0.00229

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
354	280	622	4.00	0.93	0.88

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
8.33	1.11	9.44	0.39	3.79	4.18

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.247	2.05	4.50

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
19.16	1.94	14.94

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
1.30	7.80	0.59

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 20

Localización: Mil de Abaixo, municipio de Moeche (La Coruña)

Latitud: 43°34'41'' N

Longitud: 8°59'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 215 m

Características parcela: Prado de alta intensidad de manejo constituido por raigrás y trébol. Es un prado extremadamente fertilizado

Clima: El correspondiente a la estación de Narón

Material de partida: Paragneises con pequeñas intercalaciones de rocas básicas y ultrabásicas metamorfozadas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	13.1 °C
Tª media de las máximas	17.8 °C
Tª media de las mínimas	8.4 °C
Precipitación anual	1376 mm
ETP total	780 mm
Sequía en función de la producción	1.07
Índice exponencial de eficacia térmica	708

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total</i> (%)	<i>Nitrógeno</i> <i>total</i> (%)	<i>C/N</i>	<i>Al</i> ₂ <i>O</i> ₃ (%)	<i>Fe</i> ₂ <i>O</i> ₃ (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.55	4.47	7.66	0.546	14	1.16	0.88	52.01

<i>Arena</i> <i>gruesa</i> (%)	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla</i> (%)	<i>Textura</i>
18	35	10	16	21	F-a-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
268	272	471	625	557	2213	0.00154	0.00116

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
333	231	514	4.30	2.25	0.56

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.85	3.24	8.09	-0.62	32.22	31.60

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.216	1.44	6.13

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
14.81	1.42	13.28

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.61	4.72	0.35

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 21

Localización: Barbos, municipio de Cerdido (La Coruña)

Latitud: 43°37'29'' N

Longitud: 7°56'55'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 330 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo de raigrás y trébol.
Prado muy fertilizado

Clima: El correspondiente a la estación de Narón

Material de partida: Rocas básicas metamorfizadas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	13.1 °C
Tª media de las máximas	17.8 °C
Tª media de las mínimas	8.4 °C
Precipitación anual	1376 mm
ETP total	780 mm
Sequía en función de la producción	1.07
Índice exponencial de eficacia térmica	708

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
6.52	5.18	2.52	0.224	11	0.31	0.68	59.95

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
23	20	7	21	29	F-a

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
92	88	180	265	219	844	0.00156	0.00143

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
143	145	322	2.62	1.41	0.28

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2,26	4,52	6,78	-0,49	11,00	10,51

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.036	0.91	4.24

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
3.41	0.62	5.61

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.34	2.06	0.12

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 22

Localización: Fuxín, municipio de Mañón (La Coruña)

Latitud: 43°38'50'' N

Longitud: 7°44'27'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 370 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, en el momento de la toma de muestra se pueden observar varios caballos pasciendo. Abundante presencia de excrementos de caballo en la parcela

Clima: El correspondiente a la estación de la central térmica de As Pontes

Material de partida: Esquistos porfiroides

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.7 °C
Tª media de las máximas	16.4 °C
Tª media de las mínimas	6.9 °C
Precipitación anual	1684 mm
ETP total	713 mm
Sequía en función de la producción	0.67
Índice exponencial de eficacia térmica	647

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.5	3.69	9.31	0.756	12	0.90	1.03	16.15

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
14	31	11	21	23	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
235	217	394	508	490	1845	0.00106	0.00079

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
475	516	1146	1.61	1.56	1.21

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.99	6.65	11.64	-1.73	52.64	50.91

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.297	2.20	11.84

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
176.22	1.76	31.70

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.93	7.90	0.89

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 23

Localización: Leboré, municipio de Vilalba (Lugo)

Latitud: 43°23'08'' N

Longitud: 7°48'12'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 520 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo de raigrás

Clima: El correspondiente a la estación de la central térmica de As Pontes

Material de partida: Filitas y esquistos

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.7 °C
Tª media de las máximas	16.4 °C
Tª media de las mínimas	6.9 °C
Precipitación anual	1684 mm
ETP total	713 mm
Sequía en función de la producción	0.67
Índice exponencial de eficacia térmica	647

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.81	5.1	6.57	0.518	13	1.28	0.65	66.40

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
10	11	9	32	39	F-a

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
302	240	432	581	502	2058	0.00180	0.00122

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
377	159	354	5.81	2.19	0.86

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
37.02	64.92	101.94	-32.55	86.51	53.96

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.239	2.40	8.78

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
25.63	1.85	27.11

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
1.42	5.87	0.55

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 24

Localización: Canalmaior, municipio de Vilalba (Lugo)

Latitud: 43°15'21'' N

Longitud: 7°42'45'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 425 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo constituido principalmente por raigrás y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Guitiriz

Material de partida: Esquistos micacíticos

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.7 °C
Tª media de las máximas	16.0 °C
Tª media de las mínimas	5.4 °C
Precipitación anual	1227 mm
ETP total	597 mm
Sequía en función de la producción	0.02
Índice exponencial de eficacia térmica	604

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.6	4.14	2.79	0.21	13	0.37	0.47	47.20

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
22	34	9	16	19	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
131	121	184	246	182	863	0.00197	0.00114

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
232	60	132	6.52	1.01	0.27

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
5.95	5.49	11.45	-2.36	24.60	22.25

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.112	1.05	3.67

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
8.01	0.77	13.20

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.41	3.54	0.15

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 25

Localización: Casa Nova, municipio de Palas de Rei (Lugo)

Latitud: 43°53'00'' N

Longitud: 7°55'20'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 430 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, constituido principalmente por raigrás y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Monte Ladairo (Guntín)

Material de partida: Granodiorita precoz con megacristales

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.9 °C
Tª media de las máximas	16.5 °C
Tª media de las mínimas	7.2 °C
Precipitación anual	1305 mm
ETP total	619 mm
Sequía en función de la producción	0.90
Índice exponencial de eficacia térmica	654

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.11	4.07	4.74	0.35	14	0.62	0.36	50.46

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
34	26	6	14	19	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
167	157	228	310	244	1107	0.00149	0.00086

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
235	191	423	2.61	1.67	0.59

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.62	2.77	7.39	9.89	4.48	14.37

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.275	1.56	6.61

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
23.75	1.55	20.09

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.58	5.24	0.50

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 26

Localización: A Veiga, municipio de Guntín (Lugo)

Latitud: 43°02'20'' N

Longitud: 8°25'30'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 306 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo constituido por raigrás y trébol, en el momento de la toma de muestra el prado se encuentra recién segado.

Clima: El correspondiente a la estación de Monte Ladairo (Guntín)

Material de partida: Esquistos pelíticos con granates

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.9 °C
Tª media de las máximas	16.5 °C
Tª media de las mínimas	7.2 °C
Precipitación anual	1305 mm
ETP total	619 mm
Sequía en función de la producción	0.90
Índice exponencial de eficacia térmica	654

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
6.29	5.01	4.47	0.308	15	0.47	0.69	61.72

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
21	33	6	17	22	F-a-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
173	161	234	376	340	1285	0.00163	0.00119

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
204	195	434	2.96	1.49	0.60

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.80	10.56	15.36	-0.09	20.53	20.44

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.161	1.43	4.73

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
30.39	1.34	19.30

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.77	4.29	0.50

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 27

Localización: Serín, municipio de O Corgo (Lugo)

Latitud: 42°56'25'' N

Longitud: 7°24'57'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 420 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo constituido, principalmente, por raigrás, trébol, plantago, holco y margaritas

Clima: El correspondiente a la estación de Lugo

Material de partida: Granodiorita tardía con megacristales

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.7 °C
Tª media de las máximas	16.5 °C
Tª media de las mínimas	7 °C
Precipitación anual	1022 mm
ETP total	624 mm
Sequía en función de la producción	1.19
Índice exponencial de eficacia térmica	659

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.36	4.25	6.30	0.504	13	0.70	1.46	28.74

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
16	7	6	27	43	a

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
245	234	355	484	402	1720	0.00166	0.00104

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
290	334	742	2.32	2.43	0.59

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.09	4.12	7.22	2.98	14.08	17.06

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.236	1.61	8.52

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
21.47	1.25	26.28

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.95	5.54	0.44

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 28

Localización: Paradavella, municipio de A Fonsagrada (Lugo)

Latitud: 43°04'42'' N

Longitud: 7°10'15'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 780 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo constituido principalmente por raigrás y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Fonsagrada

Material de partida: Areniscas y pizarras

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	8,8 °C
Tª media de las máximas	16.3 °C
Tª media de las mínimas	3.4 °C
Precipitación anual	1754 mm
ETP total	569 mm
Sequía en función de la producción	0.00
Índice exponencial de eficacia térmica	541

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.74	3.86	5.28	0.434	12	0.49	0.34	78.12

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
34	18	6	21	21	F-a-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
218	183	254	428	379	1462	0.00166	0.00113

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
294	169	377	3.88	2.05	0.63

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
8.62	8.62	17.23	15.81	0.78	16.59

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.318	0.45	6.55

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
23.90	1.52	26.54

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.51	4.74	0.34

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴ mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 29

Localización: Carroceira, municipio de Baleira (Lugo)

Latitud: 43°03'09'' N

Longitud: 7°15'45'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 620 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo constituido principalmente por raigrás y trébol. Muy fertilizado (fertilización inorgánica)

Clima: El correspondiente a la estación de As Rozas

Material de partida: Pizarras arcillosas y arenosas con niveles de areniscas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.1 °C
Tª media de las máximas	17.0 °C
Tª media de las mínimas	5.3 °C
Precipitación anual	868 mm
ETP total	609 mm
Sequía en función de la producción	1.19
Índice exponencial de eficacia térmica	626

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.22	4.00	2.27	0.161	14	0.23	0.41	47.41

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
18	19	10	32	22	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
109	107	160	203	174	753	0.00207	0.00123

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
206	76	169	4.47	1.10	0.19

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.61	0.00	3.61	2.15	8.42	10.57

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.064	1.12	1.58

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
11.50	0.66	14.27

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.25	2.60	0.17

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 30

Localización: Entre Fonmiñá y San Salvador de Crescende, municipio de A Pastoriza (Lugo)

Latitud: 43°14'35'' N

Longitud: 7°19'10'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 455 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo constituido principalmente por raigrás y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Castro de Rei

Material de partida: Pizarras arcillosas y arenosas con niveles de areniscas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.7 °C
Tª media de las máximas	17.4 °C
Tª media de las mínimas	6.8 °C
Precipitación anual	1358 mm
ETP total	619 mm
Sequía en función de la producción	0.34
Índice exponencial de eficacia térmica	649

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.32	4.16	2.37	0.238	10	0.31	0.39	51.98

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
19	20	12	27	23	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
182	212	303	474	369	1540	0.00363	0.00270

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
227	128	285	5.40	1.53	0.49

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.45	11.58	16.03	4.29	15.51	19.80

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.196	1.93	3.95

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
15.91	1.71	18.41

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.49	3.17	0.32

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 31

Localización: Mondoñedo, municipio de Mondoñedo (Lugo)

Latitud: 43°25'55'' N

Longitud: 7°20'33'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 350 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo

Clima: El correspondiente a la estación de Mondoñedo

Material de partida: Pizarras arcillosas y arenosas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.5 °C
Tª media de las máximas	18.0 °C
Tª media de las mínimas	7.0 °C
Precipitación anual	1345 mm
ETP total	726 mm
Sequía en función de la producción	1.08
Índice exponencial de eficacia térmica	680

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.6	3.58	5.55	0.392	14	0.50	0.41	14.43

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
9	29	13	28	20	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
261	267	401	584	499	2012	0.00208	0.00145

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
402	312	694	2.90	2.08	0.73

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.93	0.00	4.93	21.19	0.97	22.16

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.364	1.06	6.42

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
32.97	1.83	38.68

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.78	6.38	0.53

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 32

Localización: A Lagoa, municipio de O Valadouro (Lugo)

Latitud: 43°32'24'' N

Longitud: 7°26'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 80 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, constituido principalmente por raigrás y trébol, con presencia de plantago y rúmex

Clima: El correspondiente a la estación de Mondoñedo

Material de partida: Granito de Ferreira

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.5 °C
Tª media de las máximas	18.0 °C
Tª media de las mínimas	7.0 °C
Precipitación anual	1345 mm
ETP total	726 mm
Sequía en función de la producción	1.08
Índice exponencial de eficacia térmica	680

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.89	3.8	4.43	0.322	14	0.41	0.69	49.94

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
26	27	11	15	21	F-a-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
166	179	242	317	239	1143	0.00170	0.00092

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
302	229	508	2.25	1.46	0.63

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.80	2.80	5.60	2.69	18.25	20.95

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.180	0.91	3.52

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
32.01	1.03	37.38

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.47	4.99	0.47

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 33

Localización: Entre Romariz y Tres Castros, municipio de A Golada (Pontevedra)

Latitud: 43°45'43'' N

Longitud: 7°59'20'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 580 m

Características parcela: Prado de alta intensidad de manejo constituido por raigrás y trébol. Muy fertilizado (inorgánico)

Clima: El correspondiente a la estación de Lalín

Material de partida: Esquistos micáceos y cuarcíticos

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.7 °C
Tª media de las máximas	17.1 °C
Tª media de las mínimas	8.3 °C
Precipitación anual	1290 mm
ETP total	707 mm
Sequía en función de la producción	1.51
Índice exponencial de eficacia térmica	698

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.6	4.33	4.01	0.378	11	1.09	0.97	55.10

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
22	21	9	23	25	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
221	162	258	322	288	1251	0.00208	0.00113

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
296	208	463	2.70	1.46	0.50

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.98	10.92	13.90	2.87	22.19	25.06

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.182	1.21	3.61

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
16.01	0.97	24.07

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.72	4.54	0.34

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 34

Localización: Campo de Monoas, municipio de Portomarín (Lugo)

Latitud: 42°48'51'' N

Longitud: 7°39'12'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 450 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo constituido principalmente por raigrás

Clima: El correspondiente a la estación de Monte Ladairo (Guntín)

Material de partida: Pizarras grises

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.9 °C
Tª media de las máximas	16.5 °C
Tª media de las mínimas	7.2 °C
Precipitación anual	1305 mm
ETP total	619 mm
Sequía en función de la producción	0.90
Índice exponencial de eficacia térmica	654

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
6.23	4.89	5.84	0.371	16	1.12	0.54	82.43

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
20	14	14	25	27	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
234	211	332	521	512	1810	0.00166	0.00131

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
312	131	291	6.21	1.38	0.29

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
5.75	0.52	6.27	1.43	1.53	2.96

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.219	0.97	4.04

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
8.25	0.76	9.37

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.60	2.35	0.16

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 35

Localización: Freituxe, municipio de Samos (Lugo)

Latitud: 42°44'33'' N

Longitud: 7°18'22'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 552 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo

Clima: El correspondiente a la estación de Barreiros (Sarria)

Material de partida: Pizarras y areniscas con niveles anfíbolíticos

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.8 °C
Tª media de las máximas	16.5 °C
Tª media de las mínimas	5.1 °C
Precipitación anual	1457 mm
ETP total	607 mm
Sequía en función de la producción	0.56
Índice exponencial de eficacia térmica	617

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.87	4.68	4.40	0.42	10	0.44	0.61	13.13

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
15	22	13	33	17	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
238	193	311	418	340	1501	0.00214	0.00128

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
235	366	814	1.84	1.50	0.61

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
6.84	3.69	10.53	2.45	15.95	18.40

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.133	1.83	5.46

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
24.59	1.48	33.07

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.92	4.79	0.60

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 36

Localización: Reborio, municipio de O Incio (Lugo)

Latitud: 42°41'12'' N

Longitud: 7°20'55'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 660 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, en pendiente

Clima: El correspondiente a la estación de Bóveda

Material de partida: Pizarras de Cándana

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	13.2 °C
Tª media de las máximas	16.4 °C
Tª media de las mínimas	5.4 °C
Precipitación anual	933 mm
ETP total	652 mm
Sequía en función de la producción	2.00
Índice exponencial de eficacia térmica	738

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.83	4.63	4.42	0.448	10	0.32	0.60	5.65

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
4	17	18	39	22	F-L

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
259	200	320	431	358	1568	0.00227	0.00133

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
171	322	716	2.19	1.98	0.79

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.77	5.82	10.59	-2.69	30.54	27.86

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.167	2.64	7.55

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
13.66	1.29	32.61

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
1.21	5.74	0.50

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 37

Localización: Monforte de Lemos, municipio de Monforte (Lugo)

Latitud: 42°34'38'' N

Longitud: 7°29'26'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 348 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, segado hace poco tiempo. Principalmente constituido por raigrás y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Monforte de Lemos

Material de partida: Depósitos aluviales del cuaternario

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	13.9 °C
Tª media de las máximas	20.3 °C
Tª media de las mínimas	7.6 °C
Precipitación anual	823 mm
ETP total	668 mm
Sequía en función de la producción	2.41
Índice exponencial de eficacia térmica	778

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.57	4.13	3.83	0.252	15	0.35	0.45	69.56

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
22	23	15	17	23	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
165	151	259	354	313	1243	0.00180	0.00129

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
197	184	408	3.04	0.84	0.41

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.67	0.00	4.67	-0.09	2.75	2.66

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.118	1.01	3.19

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
13.01	0.68	20.97

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.63	4.50	0.31

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 38

Localización: Carrasqueiras, municipio de Saviñao (Lugo)

Latitud: 42°35'49'' N

Longitud: 7°40'20'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 530 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, habitualmente fertilizado con grandes cantidades de purín

Clima: El correspondiente a la estación del embalse de Belesar

Material de partida: Granodiorita de megacristales

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.7 °C
Tª media de las máximas	17.3 °C
Tª media de las mínimas	8.2 °C
Precipitación anual	904 mm
ETP total	635 mm
Sequía en función de la producción	2.29
Índice exponencial de eficacia térmica	704

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.23	4.00	4.43	0.364	12	0.16	0.23	64.65

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
42	20	6	11	21	F-a-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
203	179	269	354	302	1306	0.00188	0.00110

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
252	427	949	1.38	1.69	1.12

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
7.54	15.58	23.12	3.31	22.89	26.20

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.226	2.90	8.79

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
43.94	1.28	30.54

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.81	6.69	0.51

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 39

Localización: Bouzas, municipio de Vilamarín (Lugo)

Latitud: 42°26'36'' N

Longitud: 7°54'34'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 440 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, constituido principalmente por raigrás y trébol. Es un prado de transformación de monte recién implantado

Clima: El correspondiente a la estación de Seoane de Carballiño

Material de partida: Granito adamellítico de dos micas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.1 °C
Tª media de las máximas	17.4 °C
Tª media de las mínimas	4.9 °C
Precipitación anual	1424 mm
ETP total	608 mm
Sequía en función de la producción	1.02
Índice exponencial de eficacia térmica	632

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.12	3.88	5.26	0.406	13	0.67	0.38	39.48

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
42	23	7	11	17	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
258	205	366	469	416	1714	0.00192	0.00125

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
328	251	559	3.07	1.38	0.53

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
6.39	0.49	6.88	12.89	4.33	17.22

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.377	2.20	10.80

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
26.75	1.65	32.52

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.63	6.45	0.33

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 40

Localización: Piñor, municipio de Piñor (Lugo)

Latitud: 43°31'02'' N

Longitud: 8°00'31'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 549 m

Características parcela: Prado de muy elevada intensidad de manejo, muy cuidado, de implantación más o menos reciente, constituido fundamentalmente por raigrás y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Seoane de Carballiño

Material de partida: Granito adamellítico de dos micas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.1 °C
Tª media de las máximas	17.4 °C
Tª media de las mínimas	4.9 °C
Precipitación anual	1424 mm
ETP total	608 mm
Sequía en función de la producción	1.02
Índice exponencial de eficacia térmica	632

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.23	4.08	3.41	0.336	10	0.26	0.50	41.63

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
41	24	6	14	15	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	K_2^2
164	130	223	296	241	1054	0.00188	0.00126

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
239	212	471	2.24	1.24	0.69

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.47	8.40	10.86	2.38	28.43	30.81

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.227	1.68	5.12

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
20.66	1.34	30.77

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.73	5.64	0.47

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 41

Localización: Albarita, municipio de Noya (La Coruña)

Latitud: 42°48'01'' N

Longitud: 8°51'12'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 70 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo en el que se observa la presencia de algo de plantago, aunque también hay medicago, trébol, avena y dactilo.

Clima: El correspondiente a la estación de Noya

Material de partida: Esquistos con algunos niveles de cuarcitas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	13.9 °C
Tª media de las máximas	18.6 °C
Tª media de las mínimas	9.4 °C
Precipitación anual	1443 mm
ETP total	727 mm
Sequía en función de la producción	0.82
Índice exponencial de eficacia térmica	758

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.23	3.90	3.24	0.224	14	0.53	0.37	76.91

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
34	37	5	12	12	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
145	135	203	327	226	1037	0.00188	0.00126

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
181	129	286	3.62	1.22	0.45

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
1.76	2.20	3.96	0.40	6.86	7.26

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.212	1.20	3.65

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
4.80	1.18	8.68

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.42	4.40	0.29

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 42

Localización: A Galea, municipio de Boiro (La Coruña)

Latitud: 42°42'57'' N

Longitud: 8°51'38'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 68 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, es el típico prado de fondo de valle. Gran abundancia de menta, trébol y dactilo

Clima: El correspondiente a la estación de Regos (minas de San Finx)

Material de partida: Granito de dos micas con grano grueso de megacrístales tipo Confurco

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.5 °C
Tª media de las máximas	17.3 °C
Tª media de las mínimas	7.8 °C
Precipitación anual	1508 mm
ETP total	695 mm
Sequía en función de la producción	0.94
Índice exponencial de eficacia térmica	686

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
6.40	5.54	5.89	0.448	13	1.12	0.69	9.59

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
34	15	8	19	23	F-a-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
414	203	346	459	388	1809	0.00229	0.00107

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
218	167	372	4.86	1.05	0.43

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
7.69	1.65	9.34	-1.22	19.92	18.70

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.194	1.37	4.77

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
3.79	1.42	11.35

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.99	4.22	0.32

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 43

Localización: Laíño, municipio de Dodro (La Coruña)

Latitud: 42°42'50'' N

Longitud: 8°43'13'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 25 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo

Clima: El correspondiente a la estación de Herbón (Padrón)

Material de partida: Llanuras aluviales

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	14.7 °C
Tª media de las máximas	20.2 °C
Tª media de las mínimas	9.2 °C
Precipitación anual	1596 mm
ETP total	747 mm
Sequía en función de la producción	1.12
Índice exponencial de eficacia térmica	801

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
6.21	5.20	2.38	0.182	13	0.31	0.11	13.42

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
59	21	4	8	9	Ar-F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
196	150	293	411	298	1349	0.00319	0.00225

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
177	147	327	4.21	0.93	0.63

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
1.87	6.07	7.94	1.34	11.80	13.14

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.141	0.95	2.59

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
2.86	1.46	4.92

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.65	2.32	0.13

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 44

Localización: Briallos, municipio de Caldas de Reis (Pontevedra)

Latitud: 42°35'47'' N

Longitud: 8°38'33'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 35 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, constituido fundamentalmente por molínea

Clima: El correspondiente a la estación de Pontevedra

Material de partida: Granodiorita biotítica tipo Caldas de Reis

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	15.2 °C
Tª media de las máximas	19.6 °C
Tª media de las mínimas	10.8 °C
Precipitación anual	1600 mm
ETP total	832 mm
Sequía en función de la producción	1.50
Índice exponencial de eficacia térmica	822

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.71	4.16	2.16	0.154	14	0.31	0.29	17.22

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
48	23	5	11	13	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
71	57	71	145	114	458	0.00129	0.00088

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
121	51	114	4.00	0.44	0.24

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
0.85	6.35	7.20	0.82	4.45	5.27

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.099	0.50	1.39

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
3.14	0.73	4.81

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.16	2.26	0.17

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 45

Localización: Cons, municipio de Pontevedra (Pontevedra)

Latitud: 42°26'50'' N

Longitud: 8°36'44'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 65 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, un poco degradado

Clima: El correspondiente a la estación de Castriño (campo Lameiro)

Material de partida: Granito de feldespato alcalino

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.8 °C
Tª media de las máximas	15.8 °C
Tª media de las mínimas	7.8 °C
Precipitación anual	2001 mm
ETP total	746 mm
Sequía en función de la producción	0.86
Índice exponencial de eficacia térmica	648

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.39	4.15	3.15	0.28	11	0.36	0.67	19.98

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
38	18	7	18	19	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
165	148	238	384	310	1244	0.00217	0.00164

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
211	144	319	3.90	1.10	0.70

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.20	5.77	9.96	-2.14	25.10	22.97

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.126	1.27	3.25

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
12.05	1.06	25.35

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.60	5.54	0.74

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 46

Localización: Vilariño, municipio de Forcarei (Pontevedra)

Latitud: 42°32'33'' N

Longitud: 8°18'20'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 615 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, bastante cuidado, no es fertilizado en exceso

Clima: El correspondiente a la estación de Castriño (Campo Lameiro)

Material de partida: Esquistos micáceos y esquistos cuarcíticos con porfiroplastos de plagioclasa de la serie de Forcarey

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.8 °C
Tª media de las máximas	15.8 °C
Tª media de las mínimas	7.8 °C
Precipitación anual	2001 mm
ETP total	746 mm
Sequía en función de la producción	0.86
Índice exponencial de eficacia térmica	648

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.26	4.15	5.72	0.448	13	0.77	1.11	75.89

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
15	39	10	18	18	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
202	186	322	437	334	1481	0.00148	0.00099

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
327	203	452	3.28	1.14	0.61

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.15	0.52	4.67	5.01	14.74	19.75

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.237	1.58	4.73

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
33.49	1.38	26.54

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.89	6.65	0.64

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 47

Localización: Vilar, municipio de Silleda (Pontevedra)

Latitud: 42°41'54'' N

Longitud: 8°16'04'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 355 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, constituido principalmente por raigrás y trébol. Ha sido fuertemente fertilizado recientemente (empleo de fertilizante inorgánico)

Clima: El correspondiente a la estación de Lalín

Material de partida: Granito de dos micas de grano medio a fino

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.7 °C
Tª media de las máximas	17.1 °C
Tª media de las mínimas	8.3 °C
Precipitación anual	1290 mm
ETP total	707 mm
Sequía en función de la producción	1.51
Índice exponencial de eficacia térmica	698

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.25	4.24	5.39	0.448	12	0.37	0.12	57.68

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
48	19	5	12	16	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
193	175	265	404	331	1368	0.00149	0.00100

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
291	207	459	2.98	1.74	1.14

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.97	39.15	42.12	1.40	40.11	41.51

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.256	1.79	5.42

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
27.75	1.87	18.73

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.77	6.19	1.09

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 48

Localización: Ardesende, municipio de Boqueixón (La Coruña)

Latitud: 42°49'06'' N

Longitud: 8°24'54'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 280 m

Características parcela: Pradera polifítica de gramíneas de elevada intensidad de manejo. Fue purinada poco antes de la toma de muestra

Clima: El correspondiente a la estación de Labacolla

Material de partida: Esquistos y paragneises de la serie de Órdenes

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.1 °C
Tª media de las máximas	16.8 °C
Tª media de las mínimas	7.4 °C
Precipitación anual	1865 mm
ETP total	678 mm
Sequía en función de la producción	0.34
Índice exponencial de eficacia térmica	664

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.86	3.69	3.06	0.252	12	0.46	0.45	68.37

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
28	34	8	13	18	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
110	105	170	239	175	799	0.00153	0.00100

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
239	120	266	3.01	0.96	0.49

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.52	0.44	3.96	-0.07	21.99	21.93

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.271	1.11	4.27

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
9.82	0.80	11.21

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.29	3.89	0.17

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 49

Localización: Entre Valverde y Requeixo, municipio de Allariz (Orense)

Latitud: 42°11'25'' N

Longitud: 7°45'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 490 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, presencia de raigrás, dactilis y festuca

Clima: El correspondiente a la estación de Allariz

Material de partida: Granito de grano medio a grueso con zonas cataclásticas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.5 °C
Tª media de las máximas	20.1 °C
Tª media de las mínimas	4.9 °C
Precipitación anual	1038 mm
ETP total	596 mm
Sequía en función de la producción	1.71
Índice exponencial de eficacia térmica	608

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.38	4.05	2.26	0.154	15	0.12	0.25	59.94

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
57	22	3	7	11	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
68	52	67	102	81	370	0.00115	0.00060

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
105	144	321	1.15	1.30	0.38

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.23	0.37	2.61	1.05	1.09	2.14

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.179	1.24	4.34

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
8.00	0.82	13.36

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.35	2.93	0.18

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 50

Localización: Morgade, municipio de Xinzo de Limia (Orense)

Latitud: 42°04'45'' N

Longitud: 7°41'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 622 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, con abundancia de dactilo y plantago

Clima: El correspondiente a la estación de Xinzo de Limia

Material de partida: Granito de grano medio

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.6 °C
Tª media de las máximas	17.0 °C
Tª media de las mínimas	4.3 °C
Precipitación anual	867 mm
ETP total	598 mm
Sequía en función de la producción	1.59
Índice exponencial de eficacia térmica	612

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.96	3.72	3.14	0.196	16	0.10	0.13	56.91

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
38	29	8	12	13	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
73	67	109	145	156	550	0.00097	0.00070

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
146	120	266	2.07	1.34	0.50

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.99	0.75	3.73	0.31	-0.01	0.30

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.301	1.95	4.96

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
11.02	1.24	6.85

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.30	3.00	0.10

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 51

Localización: Oimbra, en el municipio de Oimbra (Orense)

Latitud: 41°53'10'' N

Longitud: 7°28'20'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 385 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo, abundante presencia de gramíneas dactilo y raigrás

Clima: El correspondiente a la estación de Xinzo de Limia

Material de partida: Granito porfídico de grano medio

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.6 °C
Tª media de las máximas	17.0 °C
Tª media de las mínimas	4.3 °C
Precipitación anual	867 mm
ETP total	598 mm
Sequía en función de la producción	1.59
Índice exponencial de eficacia térmica	612

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.48	4.17	2.04	0.182	11	0.09	0.11	48.49

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
61	15	5	8	11	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
24	27	39	28	40	158	0.00054	0.00024

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
150	72	160	0.99	0.96	0.32

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.90	2.18	5.08	1.01	-0.75	0.26

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.175	0.89	2.99

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
7.83	0.68	9.40

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.27	2.63	0.14

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 52

Localización: Retorta, en el municipio de Verín (Orense)

Latitud: 42°01'55'' N

Longitud: 7°26'30'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 445 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, con gran variedad de gramíneas (holcos, ranúnculos), también hay gran abundancia de trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Xinzo de Limia

Material de partida: Material aluvial del cuaternario

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.6 °C
Tª media de las máximas	17.0 °C
Tª media de las mínimas	4.3 °C
Precipitación anual	867 mm
ETP total	598 mm
Sequía en función de la producción	1.59
Índice exponencial de eficacia térmica	612

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.6	4.51	4.77	0.42	11	0.43	0.95	26.76

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
2	17	16	44	21	F-L

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
234	186	319	450	400	1588	0.00192	0.00132

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
250	274	610	2.60	1.75	0.67

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.93	4.40	7.33	-1.49	0.40	-1.10

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.239	1.74	6.28

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
42.30	1.38	36.56

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.70	4.17	0.36

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 53

Localización: A Gudiña, municipio de A Gudiña (Orense)

Latitud: 41°03'55'' N

Longitud: 7°07'45'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 950 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, típico de zona de vaguada húmeda. Presencia de trébol, plantago, abundantes ranúnculos. Bastantes juncos en la zona más húmeda

Clima: El correspondiente a la estación de Mesón de Pentas (A Gudiña)

Material de partida: Filitas y filitas grafitosas con finas intercalaciones de metavulcanitas

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.6 °C
Tª media de las máximas	16.2 °C
Tª media de las mínimas	5.0 °C
Precipitación anual	1460 mm
ETP total	602 mm
Sequía en función de la producción	1.04
Índice exponencial de eficacia térmica	616

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.91	3.91	6.77	0.462	15	0.43	0.74	22.74

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
18	12	12	35	22	F

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
390	345	620	756	734	2844	0.00237	0.00164

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
297	339	754	3.77	2.40	1.16

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
5.30	9.54	14.84	3.54	-4.34	-0.80

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.307	2.68	14.95

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
44.42	1.37	41.64

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.92	5.80	0.74

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 54

Localización: San Mamede, municipio de Viana (Orense)

Latitud: 42°12'45'' N

Longitud: 7°05'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 820 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, típico de zona de vaguada húmeda. Recientemente pastoreado. Gran abundancia de ranúnculos, plantago y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Mesón de Pentas (A Gudiña)

Material de partida: Ortogneis de grano grueso

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.6 °C
Tª media de las máximas	16.2 °C
Tª media de las mínimas	5.0 °C
Precipitación anual	1460 mm
ETP total	602 mm
Sequía en función de la producción	1.04
Índice exponencial de eficacia térmica	616

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.98	3.78	7.84	0.63	12	0.23	0.85	11.71

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
31	21	7	18	23	F-a-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
364	329	578	727	665	2663	0.00193	0.00132

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
388	901	2003	1.33	3.44	1.62

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
4.84	7.26	12.10	11.19	-6.07	5.12

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.299	3.09	19.50

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
91.23	1.69	50.69

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
1.39	9.69	1.43

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 55

Localización: Valencia do Sil, municipio de O Barco de Valdeorras (Orense)

Latitud: 42°24'10'' N

Longitud: 7°04'45'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 300 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo; es el típico prado de borde de río. Vegetación de gramíneas compuestas

Clima: El correspondiente a la estación del embalse de Montefurado

Material de partida: Esquistos del silúrico

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	13.2 °C
Tª media de las máximas	19.6 °C
Tª media de las mínimas	6.8 °C
Precipitación anual	791 mm
ETP total	661 mm
Sequía en función de la producción	2.60
Índice exponencial de eficacia térmica	752

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
6.27	5.31	3.48	0.28	12	0.07	0.24	23.95

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
31	25	12	21	12	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
63	48	121	224	168	622	0.00082	0.00069

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
305	175	388	1.60	1.67	0.74

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.60	0.00	3.60	-1.13	1.41	0.29

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.114	2.15	9.14

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
11.69	0.51	9.95

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.82	1.45	0.16

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 56

Localización: Cerdeira, municipio de Castro Caldelas (Orense)

Latitud: 42°21'00'' N

Longitud: 7°18'55'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 890 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, con gran variedad de gramíneas y trébol

Clima: El correspondiente a la estación Vilariño de Couso

Material de partida: Granodiorita en facies común

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	8.4 °C
Tª media de las máximas	14.1 °C
Tª media de las mínimas	2.7 °C
Precipitación anual	1370 mm
ETP total	554 mm
Sequía en función de la producción	1.01
Índice exponencial de eficacia térmica	521

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.11	3.61	2.39	0.196	12	0.18	0.17	11.66

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
45	21	6	14	14	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
104	84	119	141	123	571	0.00172	0.00081

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
126	104	230	2.48	0.77	0.35

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.30	2.30	4.59	-0.42	5.97	5.55

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.178	0.74	4.27

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
9.11	0.45	12.45

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.29	2.35	0.07

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 57

Localización: Casanova, municipio de A Lama (Pontevedra)

Latitud: 42°24'00'' N

Longitud: 8°26'50'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 360 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, típico de borde de río. En el momento de la toma de muestra se observaron signos recientes de pastoreo

Clima: El correspondiente a la estación de Xende (A Lama)

Material de partida: Granito de dos micas de grano grueso

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	12.0 °C
Tª media de las máximas	15.3 °C
Tª media de las mínimas	8.7 °C
Precipitación anual	1946 mm
ETP total	753 mm
Sequía en función de la producción	0.55
Índice exponencial de eficacia térmica	661

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.15	3.91	7.02	0.49	14	0.70	0.34	17.78

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
38	21	7	16	18	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
169	137	253	287	213	1059	0.00095	0.00052

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
298	548	1218	0.87	2.28	1.00

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.35	3.35	6.69	2.40	5.27	7.67

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.363	2.68	10.45

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
37.33	1.40	21.89

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
1.00	7.51	0.82

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 58

Localización: Souto, municipio de O Covelo (Pontevedra)

Latitud: 42°16'15'' N

Longitud: 8°21'15'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 430 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo en pendiente. Gran variedad de gramíneas con predominio del dactilo

Clima: El correspondiente a la estación de A Cañiza

Material de partida: Granito con afinidad alcalina de grano grueso, con megacristales

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	11.8 °C
Tª media de las máximas	15.3 °C
Tª media de las mínimas	8.7 °C
Precipitación anual	2377 mm
ETP total	753 mm
Sequía en función de la producción	0.80
Índice exponencial de eficacia térmica	659

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.18	3.87	3.60	0.196	18	0.39	0.19	30.49

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
52	20	5	11	11	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
55	52	120	171	109	506	0.00064	0.00057

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	qCO_2^4	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
215	94	210	2.41	0.79	0.47

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.28	3.80	6.08	-0.04	6.27	6.23

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.169	0.91	3.17

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
13.35	0.80	14.44

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.30	3.82	0.30

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 59

Localización: Marnotos, municipio de Ramirás (Orense)

Latitud: 42°11'40'' N

Longitud: 8°04'20'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 475 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo típico de borde de río, con gran abundancia de festuca y trébol

Clima: El correspondiente a la estación de Orense

Material de partida: Rocas graníticas de grano medio a fino

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	14.0 °C
Tª media de las máximas	18.9 °C
Tª media de las mínimas	9.2 °C
Precipitación anual	772 mm
ETP total	671 mm
Sequía en función de la producción	2.93
Índice exponencial de eficacia térmica	782

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.53	4.09	4.54	0.378	12	0.33	0.52	11.06

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
27	28	7	18	20	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
149	103	190	209	151	802	0.00121	0.00058

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
215	308	684	1.17	1.47	0.61

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
2.47	4.93	7.40	3.18	-0.90	2.28

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.189	1.40	7.42

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
57.48	1.36	25.50

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.57	5.64	0.55

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 60

Localización: Viero, municipio de Vereá (Orense)

Latitud: 42°04'50'' N

Longitud: 7°57'25'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 780 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo, típico de borde de río.
Gran abundancia de holco y de dactilo

Clima: El correspondiente a la estación de Allariz

Material de partida: Nebulitas (migmatitas)

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	10.5 °C
Tª media de las máximas	20.1 °C
Tª media de las mínimas	4.9 °C
Precipitación anual	1038 mm
ETP total	596 mm
Sequía en función de la producción	1.71
Índice exponencial de eficacia térmica	608

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.97	3.83	15.07	1.05	14	2.25	1.37	31.31

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
19	20	8	23	30	F-a

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
582	501	966	1302	1011	4362	0.00157	0.00114

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
665	805	1790	2.44	4.16	2.32

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
12.46	10.68	23.14	4.13	32.98	37.12

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.570	3.96	17.88

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
193.17	2.55	52.63

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
1.65	12.84	1.98

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 61

Localización: Lobios, municipio de Lobios (Orense)

Latitud: 41°54'20'' N

Longitud: 8°04'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 410 m

Características parcela: Prado de baja intensidad de manejo compuesto por gran variedad de gramíneas

Clima: El correspondiente a la estación del embalse de As Conchas

Material de partida: Granodioritas biotíticas de grano medio a fino sin megacrístales

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	13.1 °C
Tª media de las máximas	17.1 °C
Tª media de las mínimas	9.0 °C
Precipitación anual	1419 mm
ETP total	646 mm
Sequía en función de la producción	1.33
Índice exponencial de eficacia térmica	728

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.99	3.87	5.35	0.462	12	0.61	0.22	25.30

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
46	15	6	13	20	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
151	128	261	347	273	1160	0.00114	0.00085

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
273	249	554	2.09	2.03	1.06

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
3.98	13.92	17.89	-0.07	21.69	21.61

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.193	1.79	8.21

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
18.86	1.25	31.46

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.59	7.15	0.46

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 62

Localización: San Xoan da Barcala, municipio de Arbo (Pontevedra)

Latitud: 42°05'50'' N

Longitud: 8°20'20'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 110 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo constituido principalmente por raigrás y dactilo

Clima: El correspondiente a la estación de Ponteareas

Material de partida: Granito de feldespato alcalino de grano medio a fino

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	14.6 °C
Tª media de las máximas	20.7 °C
Tª media de las mínimas	8.5 °C
Precipitación anual	1485 mm
ETP total	827 mm
Sequía en función de la producción	1.65
Índice exponencial de eficacia térmica	805

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.25	3.83	2.57	0.182	14	0.25	0.20	57.24

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
43	19	8	11	20	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
49	50	89	116	97	401	0.00084	0.00061

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
135	128	285	1,41	0,64	0,35

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
1.51	6.79	8.30	2.19	-5.68	-3.49

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.096	0.61	2.65

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
8.78	0.48	13.18

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.22	2.88	0.14

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 63

Localización: Cruz, municipio de O Porriño (Pontevedra)

Latitud: 42°07'10'' N

Longitud: 8°35'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 100 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo constituido principalmente por raigrás, trébol y dactilo. De reciente implantación.

Clima: El correspondiente a la estación del embalse de Frieira

Material de partida: Granito de dos micas de grano grueso

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	15.3 °C
Tª media de las máximas	20.0 °C
Tª media de las mínimas	10.5 °C
Precipitación anual	1124 mm
ETP total	683 mm
Sequía en función de la producción	1.58
Índice exponencial de eficacia térmica	838

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
5.47	4.10	3.30	0.238	14	0.47	0.32	51.81

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
41	21	7	11	20	F-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
60	66	102	137	98	461	0.00082	0.00052

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
195	85	189	2.43	0.65	0.44

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
1.96	1.96	3.91	0.35	4.96	5.30

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.147	0.93	3.95

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
11.64	0.71	18.24

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.31	3.05	0.21

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Muestra nº 64

Localización: Portela, municipio de Mos (Pontevedra)

Latitud: 42°13'50'' N

Longitud: 8°35'40'' W

Altitud sobre el nivel del mar: 105 m

Características parcela: Prado de elevada intensidad de manejo constituido principalmente por dactilo y raigrás

Clima: El correspondiente a la estación de Mos

Material de partida: Paragneis de plagioclasa, biotita y micaesquistos

VARIABLES CLIMÁTICAS (Carballeira et al., 1983)

Tª media anual	14.2 °C
Tª media de las máximas	17.1 °C
Tª media de las mínimas	11.5 °C
Precipitación anual	1924 mm
ETP total	809 mm
Sequía en función de la producción	1.28
Índice exponencial de eficacia térmica	770

PROPIEDADES GENERALES

<i>pH</i> (H ₂ O)	<i>pH</i> (KCl)	<i>Carbono</i> <i>total (%)</i>	<i>Nitrógeno</i> <i>total (%)</i>	<i>C/N</i>	<i>Al₂O₃</i> (%)	<i>Fe₂O₃</i> (%)	<i>P</i> <i>Olsen</i> (mg/kg)
4.80	3.57	4.00	0.322	12	0.47	0.37	45.87

<i>Arena</i> <i>gruesa (%)</i>	<i>Arena fina</i> (%)	<i>Limo grueso</i> (%)	<i>Limo fino</i> (%)	<i>Arcilla (%)</i>	<i>Textura</i>
38	20	11	10	21	F-a-Ar

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS GENERALES

<i>Resp. 24 horas¹</i>	<i>Resp. 48 horas¹</i>	<i>Resp. 96 horas¹</i>	<i>Resp. 168 horas¹</i>	<i>Resp. 240 horas¹</i>	<i>Resp. total¹</i>	k_1^2	k_2^2
110	98	169	195	147	719	0.00113	0.00063

<i>C lábil³</i>	<i>Flujo de carbono³</i>	<i>C Biomasa³</i>	<i>qCO₂⁴</i>	<i>Catalasa⁵</i>	<i>Deshidrogenasa⁶</i>
263	65	144	5.00	0.99	0.51

<i>N-NH₄⁺ inicial⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ inicial⁷</i>	<i>N inorg. inicial⁷</i>	<i>N-NH₄⁺ mineralizado⁷</i>	<i>N-NO₃⁻ mineralizado⁷</i>	<i>N mineralizado⁷</i>
29.39	15.89	45.27	-3.67	2.43	-1.24

PARÁMETROS BIOQUÍMICOS ESPECÍFICOS

<i>Celulasa⁸</i>	<i>β-glucosidasa⁹</i>	<i>Invertasa⁸</i>
0.252	1.21	4.16

<i>Ureasa¹⁰</i>	<i>Proteasa-caseína¹¹</i>	<i>Proteasa-BAA¹⁰</i>
29.08	0.79	17.44

<i>Fosfodiesterasa⁹</i>	<i>Fosfomonoesterasa⁹</i>	<i>Arilsulfatasa⁹</i>
0.34	3.44	0.09

¹mg de CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo, ² días⁻¹, ³mg de carbono kg⁻¹ de suelo, ⁴mg de CO₂ kg⁻¹ C día⁻¹, ⁵mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁶μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁷mg de N kg⁻¹ de suelo, ⁸μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁹μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ¹⁰μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ¹¹μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Variación estacional de las propiedades generales en los suelos analizados en Boimorto, Trabada y Rodeiro.

		Sep 03	Oct 03	Nov 03	Dic 03	Ene 04	Feb 04	Mar 04	Abr 04	May 04	Jun 04	Jul 04	Ago 04	Sep 04	Nov 04
Carbono (%)	Boimorto F	6.86	6.28	7.48	5.67	7.24	4.87	6.36	6.67	6.45	6.35	4.86	5.86	6.92	7.11
	Boimorto NF	7.80	8.48	6.92	5.84	8.09	6.72	7.39	7.81	6.55	7.29	6.67	6.82	7.82	8.25
	Trabada F	5.63	4.87	4.01	4.95	4.73	3.05	4.80	3.37	4.07	4.24	3.84	3.29	4.74	5.83
	Trabada NF	5.28	8.54	8.22	8.29	7.84	8.04	8.50	7.16	9.05	7.78	6.56	6.85	7.57	8.51
	Rodeiro F	6.17	6.42	9.93	7.82	5.99	7.72	10.41	6.71	7.50	8.53	8.11	6.40	8.25	8.54
	Rodeiro NF	10.49	9.16	12.41	8.74	9.79	10.80	10.59	8.09	8.59	8.94	10.28	9.09	11.75	11.26
Nitrógeno (%)	Boimorto F	0.549	0.563	0.630	0.525	0.525	0.497	0.532	0.490	0.044	0.546	0.574	0.504	0.490	0.469
	Boimorto NF	0.591	0.570	0.504	0.462	0.518	0.574	0.574	0.497	0.047	0.511	0.574	0.518	0.532	0.476
	Trabada F	0.440	0.426	0.378	0.378	0.364	0.371	0.392	0.385	0.027	0.364	0.322	0.371	0.336	0.336
	Trabada NF	0.488	0.673	0.609	0.637	0.672	0.644	0.658	0.567	0.064	0.644	0.56	0.574	0.574	0.553
	Rodeiro F	0.893	0.543	0.658	0.644	0.539	0.679	0.672	0.630	0.110	0.658	0.637	0.546	0.595	0.574
	Rodeiro NF	0.962	0.735	0.910	0.819	0.798	0.994	0.819	0.609	0.125	0.707	0.91	0.826	0.875	0.980
pH (H ₂ O)	Boimorto F	5.33	5.24	5.86	5.70	5.53	5.38	5.69	5.61	5.45	5.21	5.13	5.52	5.40	5.44
	Boimorto NF	5.07	5.03	5.32	5.43	5.02	5.02	5.15	5.05	4.97	4.94	4.92	5.22	4.87	5.12
	Trabada F	4.57	4.93	5.3	5.48	5.07	5.06	5.09	5.08	4.99	4.89	4.83	4.90	4.83	4.90
	Trabada NF	5.03	4.91	5.38	5.47	5.13	5.18	5.15	5.11	5.08	4.92	4.98	5.11	5.17	5.17
	Rodeiro F	5.12	5.10	5.56	5.60	5.32	5.25	5.38	5.44	5.28	5.21	5.04	5.07	5.23	5.32
	Rodeiro NF	4.77	5.18	5.71	5.68	5.52	5.61	5.51	5.54	5.27	5.37	5.18	5.28	5.21	5.31
pH (KCl)	Boimorto F	4.38	4.20	4.56	4.42	4.32	4.20	4.30	4.32	4.32	4.19	4.14	4.11	4.14	4.22
	Boimorto NF	4.00	3.84	4.06	4.18	3.88	3.90	3.95	3.97	3.96	3.87	3.83	3.83	3.76	3.95
	Trabada F	3.74	3.83	4.07	4.14	3.84	3.79	3.88	3.92	3.89	3.71	3.72	3.78	3.63	3.73
	Trabada NF	4.01	3.87	4.14	4.18	3.93	3.91	4.05	3.98	4.00	3.82	3.88	3.92	3.92	3.88
	Rodeiro F	4.32	4.10	4.25	4.37	4.11	4.09	4.19	4.18	4.05	4.07	4.15	4.00	4.05	4.06
	Rodeiro NF	4.18	4.30	4.55	4.43	4.26	4.33	4.33	4.32	4.29	4.22	4.24	4.20	4.13	4.18

Variación estacional de las propiedades bioquímicas para el prado de Boimorto fertilizado.

	Sep 03	Oct 03	Nov 03	Dic 03	Ene 04	Feb 04	Mar 04	Abr 04	May 04	Jun 04	Jul 04	Ago 04	Sep 04	Nov 04
<i>C lábil</i> ¹	226	327	232	290	304	276	330	285	305	324	300	284	285	322
<i>C-biomasa</i> ¹	595	122	343	339	153	291	215	137	128	225	419	381	264	130
<i>Respiración</i> ²	392	338	293	317	355	364	337	262	286	231	157	294	296	338
<i>qCO₂</i> ³	2.74	11.52	3.56	3.90	9.68	5.21	6.53	7.98	9.30	4.28	1.56	3.21	4.66	10.83
<i>N min</i> ¹	13.41	23.19	14.11	17.28	19.68	20.59	20.22	11.69	11.67	22.85	8.19	13.86	11.16	22.16
<i>Catalasa</i> ⁴	1.54	0.66	1.47	1.28	1.72	1.04	2.09	1.53	1.53	1.34	1.77	1.71	1.52	1.54
<i>Deshidrogenasa</i> ⁵	0.39	0.19	0.26	0.32	0.50	0.31	0.31	0.39	0.38	0.37	0.35	0.45	0.46	0.47
<i>Celulasa</i> ⁶	0.185	0.248	0.248	0.190	0.166	0.225	0.204	0.171	0.220	0.239	0.162	0.264	0.374	0.206
<i>β-glucosidasa</i> ⁷	1.26	1.01	1.06	1.15	1.13	1.19	1.06	1.03	1.06	1.13	1.06	1.22	0.88	0.95
<i>Invertasa</i> ⁶	9.19	7.31	5.16	5.95	5.55	5.86	5.33	5.46	8.08	7.85	7.19	6.17	11.60	5.48
<i>Caseína</i> ⁸	1.13	0.54	0.91	0.95	0.81	0.95	0.81	0.87	1.25	0.96	0.70	0.87	1.28	0.75
<i>Proteasa-BAA</i> ⁹	13.45	28.44	16.88	14.67	17.82	18.76	19.02	18.80	21.37	23.12	17.28	22.25	27.15	24.94
<i>Ureasa</i> ⁹	11.58	19.76	13.67	11.44	21.73	16.25	15.28	13.45	55.32	18.67	18.09	22.16	28.75	20.88
<i>Fosfodiesterasa</i> ¹	0.54	0.45	0.29	0.54	0.46	0.58	0.43	0.41	0.42	0.45	0.37	0.43	0.58	0.40
<i>Fosfomonoesterasa</i> ¹	2.27	3.00	3.40	3.53	3.49	2.89	2.75	2.55	3.06	2.96	2.83	3.38	2.67	3.37
<i>Arilsulfatasa</i> ¹	0.29	0.36	0.39	0.49	0.53	0.49	0.37	0.35	0.44	0.38	0.34	0.37	0.50	0.30

¹ mg kg⁻¹, ² mg C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ mg de C-CO₂ kg⁻¹ C h⁻¹, ⁴ mmoles de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁵ μmoles de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁶ μmoles de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁷ μmoles de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ⁸ μmoles NH₃ g⁻¹h⁻¹, ⁹ μmoles de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Variación estacional de las propiedades bioquímicas para el prado de Boimorto sin fertilizar.

	Sep 03	Oct 03	Nov 03	Dic 03	Ene 04	Feb 04	Mar 04	Abr 04	May 04	Jun 04	Jul 04	Ago 04	Sep 04	Nov 04
<i>C lábil</i> ¹	319	345	287	343	378	372	382	361	350	348	323	319	347	378
<i>C-biomasa</i> ¹	903	638	813	530	640	846	860	541	575	675	958	713	717	525
<i>Respiración</i> ²	642	619	476	460	676	816	717	623	538	439	369	513	519	681
<i>qCO₂</i> ³	2.97	4.04	2.44	3.62	4.40	4.02	3.47	4.80	3.90	2.71	1.61	2.99	3.02	5.41
<i>N min</i> ¹	7.59	12.87	9.08	12.91	15.67	20.97	19.42	12.15	21.09	8.26	5.22	5.23	10.95	21.22
<i>Catalasa</i> ⁴	2.39	1.93	2.14	1.67	2.55	2.52	2.41	2.44	2.61	2.26	2.48	2.63	2.59	2.82
<i>Deshidrogenasa</i> ⁵	0.65	0.41	0.46	0.46	0.96	0.74	0.72	0.78	0.74	0.63	0.61	0.81	0.72	0.73
<i>Celulasa</i> ⁶	0.348	0.302	0.287	0.270	0.254	0.235	0.388	0.304	0.245	0.277	0.255	0.308	0.458	0.275
<i>β-glucosidasa</i> ⁷	2.64	1.82	1.73	1.76	2.35	2.73	2.33	1.96	2.01	2.30	3.07	2.69	1.55	1.75
<i>Invertasa</i> ⁶	11.57	11.56	7.68	7.01	8.32	8.39	9.02	8.45	7.76	10.77	8.86	7.16	10.88	8.73
<i>Caseína</i> ⁸	1.16	1.34	1.16	1.22	1.51	1.74	1.35	2.12	1.44	1.45	1.28	0.98	1.55	1.68
<i>Proteasa-BAA</i> ⁹	19.73	35.23	20.81	14.99	25.86	26.87	30.74	21.90	35.99	35.90	26.81	34.34	35.81	44.98
<i>Ureasa</i> ⁹	52.40	66.14	29.14	25.35	100.97	50.02	54.22	42.30	77.51	60.84	60.09	71.50	127.04	75.98
<i>Fosfodiesterasa</i> ⁷	0.73	0.72	0.32	0.72	0.83	1.08	0.71	0.69	0.78	0.83	0.81	0.72	0.93	0.84
<i>Fosfomonoesterasa</i> ⁷	3.15	5.32	5.11	5.36	6.63	7.64	6.28	5.18	6.20	5.73	5.73	5.21	5.26	6.74
<i>Arilsulfatasa</i> ⁷	0.35	0.43	0.39	0.48	0.60	0.82	0.62	0.46	0.51	0.45	0.50	0.44	0.49	0.36

¹ mg kg⁻¹, ² mg C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ mg de C-CO₂ kg⁻¹ C h⁻¹, ⁴ mmol de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁵ μmol de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁶ μmol de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁷ μmol de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ⁸ μmol NH₃ g⁻¹h⁻¹, ⁹ μmol de tirosina g⁻¹ h⁻¹.

Variación estacional de las propiedades bioquímicas para el prado de Trabada fertilizado.

	Sep 03	Oct 03	Nov 03	Dic 03	Ene 04	Feb 04	Mar 04	Abr 04	May 04	Jun 04	Jul 04	Ago 04	Sep 04	Nov 04
<i>C lábil</i> ¹	234	253	266	285	298	314	344	312	288	243	302	286	325	319
<i>C-biomasa</i> ¹	310	517	486	628	471	488	574	467	558	388	514	717	610	423
<i>Respiración</i> ²	158	484	363	509	456	413	501	539	425	211	224	350	205	363
<i>qCO₂</i> ³	2.12	3.90	3.11	3.38	4.04	3.52	3.64	4.81	3.17	2.26	1.81	2.04	1.40	3.58
<i>N min</i> ¹	7.07	21.36	17.71	15.88	17.97	10.01	18.52	22.80	11.88	5.30	9.42	9.44	6.18	13.85
<i>Catalasa</i> ⁴	0.93	0.54	1.55	1.48	1.54	1.79	2.75	2.36	2.15	1.40	2.02	2.18	1.69	1.87
<i>Deshidrogenasa</i> ⁵	0.34	0.23	0.49	0.57	0.69	0.44	0.52	0.69	0.51	0.29	0.41	0.75	0.38	0.47
<i>Celulasa</i> ⁶	0.178	0.221	0.223	0.140	0.159	0.172	0.245	0.211	0.227	0.211	0.183	0.163	0.247	0.170
<i>β-glucosidasa</i> ⁷	1.27	1.54	1.16	1.76	1.78	1.17	1.60	1.75	1.70	1.26	1.57	2.09	0.72	1.09
<i>Invertasa</i> ⁶	3.84	5.83	3.99	6.93	3.40	3.18	5.32	6.24	5.80	4.92	6.71	3.95	5.66	3.63
<i>Caseína</i> ⁸	0.86	1.13	0.95	1.17	1.14	0.73	1.28	1.43	1.59	0.82	1.03	0.83	0.75	0.73
<i>Proteasa-BAA</i> ⁹	29.37	19.09	12.40	11.76	14.55	17.61	17.42	19.49	24.67	30.73	14.80	22.12	22.83	25.69
<i>Ureasa</i> ⁹	29.51	20.33	18.85	15.87	19.49	21.23	21.78	26.25	26.22	34.30	17.24	27.32	26.29	25.49
<i>Fosfodiesterasa</i> ¹	0.31	0.49	0.30	0.72	0.51	0.51	0.48	0.54	0.52	0.45	0.44	0.50	0.46	0.38
<i>Fosfomonoesterasa</i> ¹	3.39	5.13	4.90	5.37	5.67	4.67	4.17	5.34	4.01	4.06	4.48	4.53	3.52	4.29
<i>Arilsulfatasa</i> ¹	0.15	0.25	0.24	0.31	0.32	0.36	0.29	0.34	0.30	0.17	0.22	0.28	0.20	0.15

¹ mg kg⁻¹, ² mg C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ mg de C-CO₂ kg⁻¹ C h⁻¹, ⁴ mmol de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁵ μmol de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁶ μmol de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁷ μmol de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ⁸ μmol NH₃ g⁻¹h⁻¹, ⁹ μmol de tirosina g⁻¹h⁻¹.

Variación estacional de las propiedades bioquímicas para el prado de Trabada sin fertilizar.

	Sep 03	Oct 03	Nov 03	Dic 03	Ene 04	Feb 04	Mar 04	Abr 04	May 04	Jun 04	Jul 04	Ago 04	Sep 04	Nov 04
<i>C lábil</i> ¹	273	384	408	374	416	576	524	392	427	335	373	372	349	429
<i>C-biomasa</i> ¹	992	1114	1028	1420	1044	1038	854	984	1015	1319	967	1287	1356	939
<i>Respiración</i> ²	203	633	596	741	714	1043	955	778	722	374	267	415	454	671
<i>qCO₂</i> ³	0.85	2.37	2.42	2.17	2.85	4.19	4.66	3.30	2.96	1.18	1.15	1.35	1.40	2.98
<i>N min</i> ¹	7.39	9.98	12.40	24.00	32.44	14.84	18.58	16.99	7.75	21.76	9.39	5.98	13.20	18.07
<i>Catalasa</i> ⁴	1.32	2.13	2.67	2.70	2.82	3.57	3.21	2.93	3.27	2.22	2.56	2.60	2.23	2.69
<i>Deshidrogenasa</i> ⁵	0.41	0.33	0.68	0.95	1.10	0.90	0.83	0.91	0.99	0.53	0.44	0.76	0.71	0.90
<i>Celulasa</i> ⁶	0.186	0.299	0.328	0.260	0.281	0.264	0.333	0.295	0.335	0.320	0.168	0.234	0.354	0.299
<i>β-glucosidasa</i> ⁷	1.25	1.73	1.76	2.60	2.32	2.29	2.95	2.41	4.11	3.45	2.09	3.12	1.49	2.30
<i>Invertasa</i> ⁶	7.79	11.25	9.15	9.56	10.31	10.07	12.33	10.20	13.41	12.72	8.65	8.56	12.54	9.65
<i>Caseína</i> ⁸	0.78	1.83	1.69	2.01	1.97	1.72	1.87	2.24	2.59	1.92	1.35	1.57	1.51	2.03
<i>Proteasa-BAA</i> ⁹	43.48	36.59	19.76	21.47	34.84	39.67	35.04	41.66	47.72	50.54	24.43	30.37	35.33	48.97
<i>Ureasa</i> ⁹	45.12	58.71	38.25	34.75	65.00	65.36	70.66	68.00	154.68	111.51	46.05	59.60	76.09	73.85
<i>Fosfodiesterasa</i> ¹	0.63	1.15	0.71	1.67	1.59	1.73	1.75	1.15	1.55	1.46	0.95	1.11	1.65	1.25
<i>Fosfomonoesterasa</i> ¹	4.01	7.84	7.09	9.23	11.05	6.84	9.38	8.09	9.65	9.51	6.80	8.27	7.17	8.10
<i>Arilsulfatasa</i> ¹	0.35	0.55	0.62	0.86	0.95	1.30	0.92	0.71	0.83	0.84	0.60	0.74	0.76	0.59

¹ mg kg⁻¹, ² mg C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ mg de C-CO₂ kg⁻¹ C h⁻¹, ⁴ mmol de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁵ μmol de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁶ μmol de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁷ μmol de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ⁸ μmol NH₃ g⁻¹h⁻¹, ⁹ μmol de tirosina g⁻¹h⁻¹.

Variación estacional de las propiedades bioquímicas para el prado de Rodeiro fertilizado.

	Sep 03	Oct 03	Nov 03	Dic 03	Ene 04	Feb 04	Mar 04	Abr 04	May 04	Jun 04	Jul 04	Ago 04	Sep 04	Nov 04
<i>C lábil</i> ¹	299	253	304	285	263	345	387	287	319	323	314	279	284	323
<i>C-biomasa</i> ¹	1380	623	740	741	368	668	329	595	371	885	643	590	1018	637
<i>Respiración</i> ²	683	413	467	502	309	565	627	391	309	348	202	239	354	426
<i>qCO₂</i> ³	2.06	2.76	2.63	2.82	3.50	3.52	7.94	2.73	3.47	1.64	1.31	1.68	1.45	2.79
<i>N min</i> ¹	23.53	20.82	25.96	27.11	19.54	28.20	39.19	19.98	14.80	22.55	14.20	12.94	19.10	24.41
<i>Catalasa</i> ⁴	1.82	0.74	1.96	2.07	1.18	2.03	2.22	1.82	2.08	1.94	2.21	1.44	1.97	2.07
<i>Deshidrogenasa</i> ⁵	0.51	0.29	0.59	0.62	0.56	0.58	0.68	0.62	0.54	0.64	0.50	0.57	0.60	0.74
<i>Celulasa</i> ⁶	0.275	0.254	0.274	0.220	0.144	0.279	0.291	0.235	0.193	0.250	0.197	0.179	0.326	0.247
<i>β-glucosidasa</i> ⁷	3.11	1.16	2.14	1.67	1.55	2.54	2.29	1.70	1.95	1.86	1.95	1.24	1.09	1.84
<i>Invertasa</i> ⁶	11.62	7.75	9.07	8.08	5.25	9.34	8.50	6.95	7.40	9.94	8.61	6.85	8.85	7.85
<i>Caseína</i> ⁸	1.18	1.31	1.54	1.78	0.98	1.61	1.58	1.42	1.62	1.49	1.06	1.08	1.58	1.46
<i>Proteasa-BAA</i> ⁹	56.37	35.64	22.11	24.61	27.76	42.47	55.29	38.21	44.57	59.92	25.26	29.05	35.41	47.32
<i>Ureasa</i> ⁹	114.75	65.01	40.25	77.31	28.56	53.25	98.12	112.06	66.73	135.51	51.49	40.26	84.23	101.19
<i>Fosfodiesterasa</i> ¹	1.02	0.63	0.52	1.05	0.61	1.04	0.97	0.70	0.54	0.81	0.79	0.46	0.95	0.70
<i>Fosfomonoesterasa</i> ¹	7.04	5.40	7.23	7.34	5.56	8.23	6.00	6.37	6.12	6.16	5.83	5.52	5.26	5.94
<i>Arilsulfatasa</i> ¹	0.58	0.43	0.51	0.75	0.52	0.91	0.78	0.63	0.56	0.70	0.73	0.44	0.77	0.68

¹ mg kg⁻¹, ² mg C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ mg de C-CO₂ kg⁻¹ C h⁻¹, ⁴ mmol de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁵ μmol de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁶ μmol de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁷ μmol de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ⁸ μmol NH₃ g⁻¹h⁻¹, ⁹ μmol de tirosina g⁻¹h⁻¹.

Variación estacional de las propiedades bioquímicas para el prado de Rodeiro sin fertilizar.

	Sep 03	Oct 03	Nov 03	Dic 03	Ene 04	Feb 04	Mar 04	Abr 04	May 04	Jun 04	Jul 04	Ago 04	Sep 04	Nov 04
<i>C lábil</i> ¹	347	319	368	347	429	478	537	332	440	436	488	422	387	517
<i>C-biomasa</i> ¹	1250	1293	1345	1551	1076	1218	1072	844	1011	1442	2078	1997	2028	1877
<i>Respiración</i> ²	305	525	690	573	598	1104	761	407	544	457	492	455	527	671
<i>qCO₂</i> ³	1.02	1.69	2.14	1.54	2.32	3.77	2.96	2.01	2.24	1.32	0.99	0.95	1.08	1.49
<i>N min</i> ¹	10.90	23.55	26.11	14.79	15.84	27.55	27.85	19.65	23.15	30.35	29.26	13.63	16.21	23.30
<i>Catalasa</i> ⁴	2.80	1.56	2.65	2.44	2.69	3.58	3.38	2.55	3.30	2.58	3.82	2.97	2.67	3.44
<i>Deshidrogenasa</i> ⁵	0.72	0.47	1.38	0.88	1.38	1.40	1.18	0.85	1.02	0.89	1.14	1.06	0.98	1.79
<i>Celulasa</i> ⁶	0.417	0.207	0.206	0.180	0.187	0.278	0.260	0.165	0.147	0.237	0.142	0.137	0.336	0.269
<i>β-glucosidasa</i> ⁷	1.77	1.53	2.57	2.63	2.45	3.73	2.25	1.41	2.02	1.85	2.16	2.02	0.95	1.95
<i>Invertasa</i> ⁶	8.51	10.02	13.65	10.70	10.76	15.14	12.91	8.22	11.45	13.34	13.57	10.45	13.17	13.04
<i>Caseína</i> ⁸	1.94	1.35	2.08	1.50	1.29	1.82	1.40	1.46	2.03	1.66	1.52	1.42	1.50	2.14
<i>Proteasa-BAA</i> ⁹	59.58	44.11	28.32	25.16	41.13	55.92	53.91	41.77	58.78	80.66	38.89	44.16	45.29	64.16
<i>Ureasa</i> ⁹	148.16	85.29	68.61	59.13	61.57	137.66	85.15	57.67	140.45	230.69	99.59	129.88	165.40	267.93
<i>Fosfodiesterasa</i> ¹	1.00	1.09	1.13	1.31	1.36	2.23	1.47	0.83	1.18	1.31	1.70	1.27	1.49	1.53
<i>Fosfomonoesterasa</i> ¹	6.93	8.55	9.87	9.87	9.22	11.76	10.03	8.12	8.76	9.41	11.25	10.75	8.26	11.75
<i>Arilsulfatasa</i> ¹	0.74	0.93	0.74	1.16	1.21	1.95	1.38	0.91	1.19	1.10	1.44	1.19	1.18	1.49

¹ mg kg⁻¹, ² mg C-CO₂ desprendidos kg⁻¹ suelo 10 días⁻¹, ³ mg de C-CO₂ kg⁻¹ C h⁻¹, ⁴ mmol de H₂O₂ consumida g⁻¹h⁻¹, ⁵ μmol de INTF g⁻¹ h⁻¹, ⁶ μmol de glucosa g⁻¹h⁻¹, ⁷ μmol de *p*-nitrofenol g⁻¹h⁻¹, ⁸ μmol NH₃ g⁻¹h⁻¹, ⁹ μmol de tirosina g⁻¹ h⁻¹.